UNIVERSITÀ POLITECNICA DELLE MARCHE

FACOLTÀ DI INGEGNERIA

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria Civile

STUDIO SPERIMENTALE DI TRATTAMENTI SOSTENIBILI PER LA DISINFEZIONE DI FLUSSI DI SCOLMO DI FOGNATURE MISTE

EXPERIMENTAL STUDY ON SUSTAINABLE TREATMENT TO DISINFECT COMBINED SEWERS OVERFLOWS

Relatore

Prof. Francesco Fatone

Correlatore

Prof.ssa Anna Laura Eusebi

Tesi di Laurea di

Mario Di Foggia

Anno Accademico 2018/2019

Sommario

Abstract 5
1. Introduzione 6
2. Stato dell'arte 10
2.1 Indici di inquinamento microbiologico 10
2.2 Quadro giuridico / Inquadramento normativo 10
2.2.1 Normativa comunitaria 10
2.2.2 Normativa nazionale 12
2.2.3 Normativa regionale 13
2.2.4 PTA Regione Marche 14
2.2.5 PTA Regione Emilia-Romagna 17
2.2.6 PTUA Regione Lombardia 19
2.3 Analisi specifica sulle acque di balneazione 19
2.3.1 Direttiva 2006/7/CE 19
2.3.2 D.L. 30 MAGGIO 2008 N. 116 E D.M. 30 MARZO 2010 20
2.3.3 Procedura operativa di assegnazione della "Bandiera Blu 2019" 22
2.4 Quadro regolatorio ed organizzativo della Provincia di Fermo 25
2.5 Documenti tecnico-scientifici 27
2.5.1 Relazioni annuali sulla qualità delle acque di balneazione 27
2.5.2 Relazione annuale sulla qualità dei corpi idrici fluviali 31
2.5.3 Rapporti annuali di Legambiente 31
3. Materiali e metodi 33
3.1 Area di studio e campagna di campionamento 33
3.2 Sistemi di disinfezione 42
3.3 Prove di disinfezione in scala di laboratorio 44
3.3.1 Descrizione 44
3.3.2 Prove con acido peracetico 48
3.3.2.1 Sostanza chimica utilizzata 48
3.3.2.2 Esecuzione della prova 49
3.3.3 Prove con acido performico 55

3.3.3.1 Sostanza chimica utilizzata ... 55
3.3.3.2 Esecuzione della prova ... 56
3.3.4 Prove con ozono ... 60
3.3.4.1 Sostanza chimica utilizzata ... 60
3.3.4.2 Esecuzione della prova ... 61
3.4 Prove di disinfezione in scala pilota ... 66
3.4.1 Descrizione ... 66
3.4.2 Prove con sistema a raggi UV ... 76
3.4.2.1 Tecnologia di disinfezione utilizzata ... 76
3.4.2.2 Esecuzione della prova ... 78
3.5 Scenario di monitoraggio, gestione e trattamento dei CSO: caso "fosso Rio Valloscura" ... 83
3.5.1 Monitoraggio qualitativo delle acque del corpo idrico ... 84
3.5.2 Accumulo e trattamento in sito ... 89
3.5.3 Accumulo e trattamento presso l'impianto di depurazione di Lido di Fermo ... 91
3.5.3.1 Rifunzionalizzazione delle unità operative dell'impianto ... 94
3.5.3.2 Disinfezione con ozonatore presso l'impianto ... 107
4. Risultati e discussione ... 109
4.1 Risultati delle prove in scala di laboratorio ... 109
4.1.1 Acido performico ... 110
4.1.2 Acido peracetico ... 116
4.1.3 Ozono ... 123
4.2 Risultati delle prove in scala pilota ... 128
4.2.1 UV e filtrazione ... 128
4.3 Accumulo e trattamento presso l'impianto di depurazione di Lido di Fermo ... 145
4.3.1 Ozonatore ... 162
Conclusioni ... 166
Appendice ... 171
Metodiche analitiche per la valutazione dei principali macroparametri inquinanti ... 171
pH ... 171
Conducibilità ... 172
Alcalinità e alcalinità parziale ... 172

TSS ... 173
COD ... 174
BOD ... 176
Ammoniaca ... 179
TKN ... 180
Anioni e cationi ... 181
Fosforo ... 182
Metodiche analitiche per la valutazione dei parametri microbiologici ... 184
Escherichia Coli e Enterococchi ... 184
Riferimenti ... 187
Sitografia ... 189
Indice delle figure ... 190
Indice delle tabelle ... 192
Indice dei grafici ... 195

Abstract

The present work has had, as its primary purpose, to investigate and verify the applicability and sustainability of various traditional and innovative disinfection techniques on CSOs (Combined Sewer Overflows) introduced into the Rio Valloscura canal. They, reaching the coastal strip, have involved increasing concentrations of fecal bacteria, such as Escherichia Coli and intestinal Enterococci, and the repeated prohibitions on bathing, as well as the loss of excellent water quality certification.

This objective was pursued through two different and propaedeutic fields of study: the first, concerning the implementation of experimental laboratory and field tests, with the use of a pilot system; the second, relating to the drafting of a monitoring, management and treatment scenario, on site and at the wastewater treatment plant, aimed at reducing pollution linked to the discharge of CSOs directly into the environment.

Chemical oxidizing agents were tested, such as peracetic acid, performic acid and ozone, physical disinfectant agents, such as ultraviolet rays, and an in-depth study was carried out for the conversion of some operating units of the plant into storage tanks for part of the volumes out of the net.

The synergy of the various strategies proposed has allowed, in the first place, to determine the disinfection methods most similar to the characteristics of the CSOs in question and, secondly, to obtain a global percentage reduction, expressed as a spilled mass load of E. Coli, 78% compared to the state of affairs.

Keywords: Disinfection, combined sewer overflows, peracetic acid, performic acid, ozone, UV, monitoring, management, storage.

1. Introduzione

A causa di eventi meteorici intensi, dovuti anche agli icastici mutamenti climatici, la capacità di ritenuta idrica dei sistemi fognari è messa sempre più a dura prova. Tradotto in termini pratici, questo effetto, significa una maggiore quantità volumetrica di acque di scolmo, definite tecnicamente dall'acronimo CSO (dall'inglese Combined Sewer Overflows) che tracimano dai tubi di uscita dei sistemi di sicurezza fognari, ossia dagli scolmatori o sfioratori di piena. Si stima che, solo in Europa, questi siano 650000 (dati EurEau).

Non solo la quantità è il fattore allarmante ma, a finire sotto i riflettori dell'attenzione tecnico-scientifica nonché mediatica, è l'apporto qualitativo di queste acque che fluiscono direttamente nel ricettore idrico più prossimo: un piccolo torrente, un fiume, un lago o lungo la costa.

È da evidenziare che le caratteristiche chimico, fisiche e biologiche delle acque in questione possono variare molto dà luogo a luogo perché dipendenti dall'apparato fognario del centro urbano a servizio, dalla sua strutturazione, dalla sua condizione manutentiva, dal contesto geofisico in cui si innesta perché influenzato anche dalla qualità delle acque di dilavamento ricche di inquinanti raccolti su diverse superfici, quali strade, tetti e sporadicamente campi coltivati. Ma, se si confronta il fattore di accumulo che può realizzarsi in un corpo idrico con la sua capacità di smaltimento di determinate sostanze, nella maggior parte dei casi risulterà un livello di stress ambientale tale da influire sulla flora e fauna ospitate o, nei casi più eclatanti, su tutto il complesso sistema delle acque sotterranee. Inoltre, negli ultimi decenni, ad essere messa in discussione è la stessa salute umana. Questo può avvenire, ad esempio, sia per l'inquinamento delle acque destinate alla mitilicoltura sia per le acque destinate alla balneazione, mettendo in crisi interi comparti economici di fondamentale importanza per la sussistenza di piccoli comuni come quelli italiani, improntati principalmente sul turismo balneare e gastronomico.

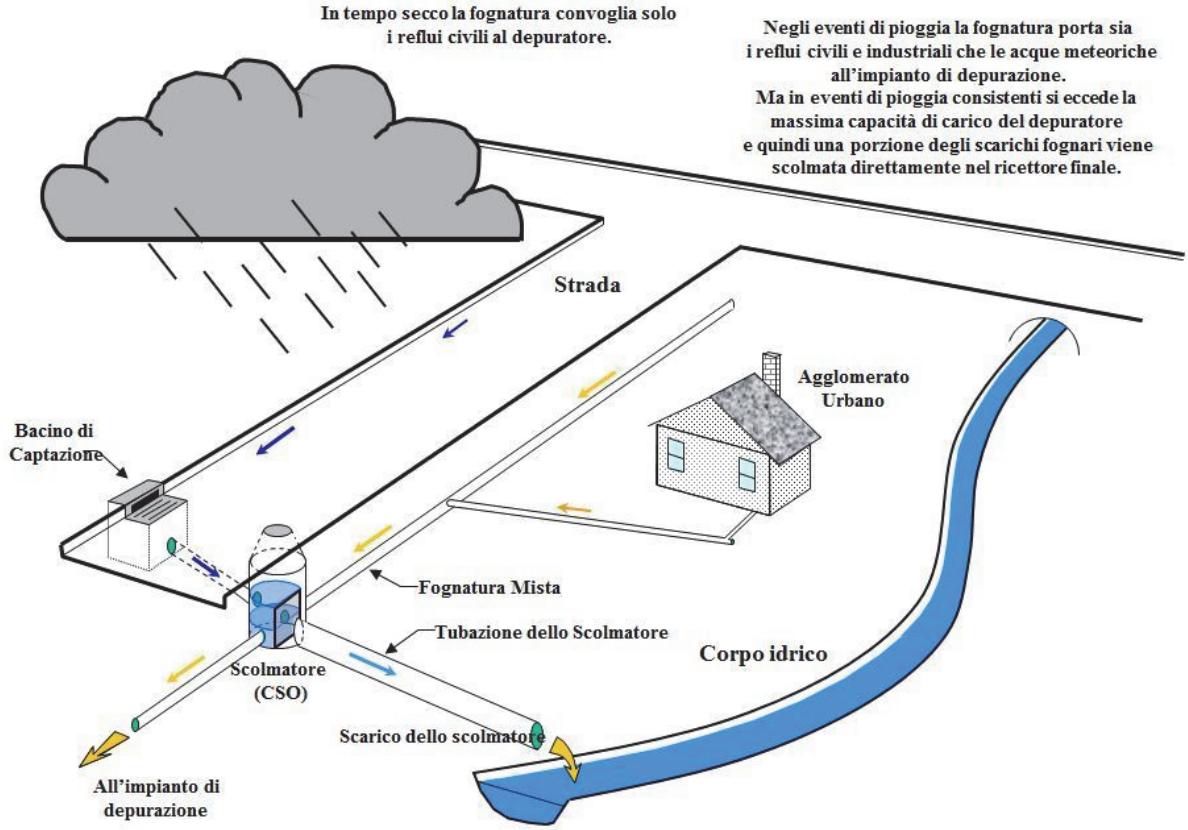


Figura 1: Simulazione del funzionamento di un CSO

L'impatto ambientale ed igienico-sanitario delle acque, oggetto del presente studio, cresce ovviamente al diminuire della lunghezza dell'asta fluviale interessata e della sua portata o al diminuire della volumetria del bacino lacustre o marino, come pure delle correnti che li interessano.

I principali contaminanti sversati con i CSO sono sicuramente i tradizionali macroinquinanti, come i solidi sospesi, COD, azoto e fosforo, ma anche microinquinanti, tra cui i metalli pesanti, gli idrocarburi ed altri inquinanti organici persistenti. Dal punto di vista microbiologico, invece, quello che risulterebbe immediatamente preoccupante è l'enorme quantità di batteri e/o virus di carattere patogeno presenti in esse. Batteri fecali, quindi principalmente di origine umana, essendo delle acque, seppur diluite dalle portate pluviali, provenienti da impianti di trasporto di acque reflue provenienti da centri urbanizzati.

In termini di carichi di massa, un dato significativo è rappresentato dal fatto che, sebbene i CSO costituiscano in media un volume pari al 10% delle

acque transitate in fognatura in tempo di pioggia, esse possono raggiungere dal 30% al 50% dei carichi di massa annuali di sostanze pericolose e contaminanti emergenti recapitati nei diversi corpi idrici ricettori.

Al centro dell'attività di lavoro sono stati primariamente il ramo principale e alcuni dei rami secondari più importanti dell'infrastruttura fognaria di collettamento delle acque reflue di tipo misto situati nel comune di Fermo. Essi sono provvisti di un elevato numero di sistemi scolmanti che recapitano tutti nel fosso Rio Valloscura il quale, a sua volta, sfocia nel mar Adriatico in località Lido di Fermo, tra le città di Porto San Giorgio e Porto Sant'Elpidio.

Il seguente studio si è posto l'obiettivo principale di ridurre la potenzialità inquinante delle acque sversate dagli scolmatori ed evitare l'aumento sia in termini di concentrazione che di carico di massa dei batteri patogeni nelle acque costiere destinate alla balneazione che, negli anni di monitoraggio effettuati dall'ARPAM (Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale nelle Marche), hanno presentato alcune criticità imputabili alla pressione esercitata dal fosso Rio Valloscura sulla qualità di esse.

Lo studio è stato, dunque, strutturato in più fasi come descritto di seguito:

- Fase preliminare: inerente alla ricerca e l'analisi del quadro normativo di riferimento europeo, nazionale, regionale, inclusi i regolamenti tecnici redatti dall'azienda CIIP s.p.a. gestore del servizio idrico integrato, e della caratterizzazione chimica, fisica e microbiologica dei CSO e delle acque di prima e seconda pioggia;
- Fase sperimentale di laboratorio: attinente alla verifica sperimentale dell'applicazione di tecniche di disinfezione, tradizionali ed innovative, sui CSO in modo tale da mitigare l'impatto ambientale ed igienico-sanitario di queste;
- Fase sperimentale in campo: relativa alla realizzazione e verifica d'impiego di un sistema pilota di disinfezione localizzato con l'intento di abbattere l'inquinamento direttamente all'uscita degli sfioratori;
- Fase di rifunzionalizzazione di alcune unità operative dell'impianto di depurazione, a servizio della zona in questione, per consentire lo stoccaggio e il successivo trattamento di parte dei volumi in surplus transitanti in fognatura durante eventi di pioggia.

Gli ultimi due stadi sono stati ideati e dimensionati con l'intento di evitare la costruzione di invasi artificiali per l'accumulo delle acque scolmate, ottenendo un notevole risparmio sia per quanto riguarda il consumo di suolo che per quanto riguarda i costi di realizzazione e gestioni di tali manufatti. È da sottolineare, altresì, il ruolo fondamentale della campagna di campionamento effettuata lungo la linea fognaria, sugli sfioratori più critici, nel fosso Rio Valloscura e nelle unità di processo dell'impianto di Lido di Fermo. I dati ricavati dalle analisi, svolte sia presso le strutture universitarie sia presso laboratori privati, hanno permesso di avere una chiara visione della situazione attuale e dell'evoluzione nel tempo delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche delle acque da trattare.

2. Stato dell'arte

2.1 Indici di inquinamento microbiologico

Sebbene scientificamente non esista un'indicazione univoca di quale o quali parametri dovrebbero essere usati come migliori indicatori di inquinamento fecale, nel complesso delle specie batteriche presenti all'interno delle acque reflue urbane ce ne sono alcune che comunemente vengono considerate degli indicatori di presenza di feci e/o di organismi patogeni. I coliformi totali, i coliformi fecali, gli Streptococchi fecali, gli Escherichia Coli e gli Enterococchi intestinali, questi ultimi due presi in considerazione dal quadro giuridico europeo e nazionale sulla tutela delle acque di balneazione, sono le principali tipologie batteriche utilizzate a causa dei costi ridotti per le analisi e alla facilità di individuazione anche in presenza di materiale particolato. Chiaramente la scelta di una o più specie da monitorare dipende dall'abbondanza di questa/e nella specifica matrice di refluo analizzata piuttosto che dal grado di abbattimento che il corpo idrico è in grado di imprimere su di esse.

Tuttavia, sia la letteratura scientifica che la direttiva della Comunità Europea assumono, in modo consolidato, l'utilizzo di Escherichia Coli ed Enterococchi intestinali per determinare l'origine e il grado di inquinamento microbiologico delle acque dei corpi idrici destinati alla balneazione.

2.2 Quadro giuridico / Inquadramento normativo

2.2.1 Normativa comunitaria

La problematica dovuta agli impatti che gli scaricatori di piena hanno sull'ambiente, in particolare sulle acque di balneazione, sta avendo molta risonanza mediatica negli ultimi anni, poiché ciò comporta non solo il rischio di un deperimento delle caratteristiche qualitative delle acque ma anche un pericolo per la salute umana.

Il richiamo a questa tematica è affrontato sia a livello comunitario che nazionale, ma è a livello regionale/locale che si concentrano la maggior

parte di normative e regolamenti poiché la questione presuppone una profonda conoscenza delle caratteristiche idrogeologiche del territorio.

Il settore dell'acqua a livello Europeo è rappresentato dall'Eureau, che è la federazione europea delle associazioni nazionali che si occupano dei servizi idrici. L'obbiettivo è quello di mettere insieme tutti i professionisti del settore per raccogliere la sfida di una gestione dell'acqua sostenibile, che garantisca efficienza, qualità e accesso per tutti i cittadini. L'impegno principale è quello di supportare le scelte dei decisori politici attraverso la pubblicazione di paper nei quali vengono affrontate tutte le tematiche riguardanti il ciclo idrico. Ovviamente è stato oggetto di attenzione la questione relativa ai CSO, poiché in alcuni casi l'impatto sull'ambiente risulta non accettabile. Eureau richiede una serie di azioni a livello politico-legislativo, poiché l'aumento di eventi di pioggia intensi, lo sviluppo urbano e l'inquinamento influenzeranno le future operazioni di collettamento dell'acqua.

L'Eureau ha identificato le direttive europee nelle quali si fa riferimento agli scaricatori di piena, sia dal punto di vista gestionale che da quello degli impatti. In particolare:

Urban Waste Water Treatment Directive 91/271/ECC (UWWTD): nella direttiva si dichiara che, tutto quello che riguarda il processo di progettazione, costruzione e gestione del sistema di collettamento deve avere come obbiettivo quello di limitare l'inquinamento nei corpi idrici a seguito dell'attivazione degli scolmatori. Ovviamente non è possibile trattare tutte le acque reflue in arrivo all'impianto durante eventi di pioggia intensi, quindi è compito degli stati membri stabilire i limiti degli scaricatori. In tal senso, la direttiva dice esplicitamente che si potrebbero adottare misure basate sui rapporti di diluizione oppure sulla frequenza degli sfiori annuali.

Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD): è la direttiva quadro, che raccoglie una serie di direttive riguardanti il ciclo idrico integrato, il cui obbiettivo prevedeva di arrivare al 2015 con uno stato di qualità delle acque buono. I CSO sono considerati nei piani di gestione dei bacini (River Basin Management Plans) come una seria causa di impatto ambientale per i corpi idrici riceventi.

Bathing Water Directive 2006/7/EC (BWD): le acque di balneazione sono influenzate dagli scaricatori di piena con degli eventi di breve durata che hanno un impatto di circa 72 ore. Per questa ragione le autorità competenti hanno stabilito procedure per prevedere e affrontare la problematica. (Eureau, 2016)

2.2.2 Normativa nazionale

L'Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente (ARERA) è un organismo indipendente, istituito in seguito alla promulgazione della legge n. 481 del 14 Novembre 1995, che ha il compito di tutelare gli interessi dei consumatori e promuovere la concorrenza, l'efficienza e la diffusione di servizi con adeguati livelli di qualità, attraverso attività di regolazione e controllo. L'attività, inizialmente limitata ai settori dell'energia elettrica e del gas naturale, si è poi estesa al settore idrico con il decreto n.201/11 e alla gestione del ciclo dei rifiuti con la legge n.205 del 27 Dicembre 2017. (https://www.arera.it)

Le delibere emanate dall'ARERA, in materia di servizio idrico integrato, hanno fornito e forniscono ad oggi, i principi guida sui quali si basano i Piani di Tutela delle Acque di ciascuna regione.

L'orientamento dell'Autorità è quello dichiarato nel documento del 27 Luglio 2017, 562/2017/R/IDR ossia "incentivare adeguati livelli di performance, che favoriscano il progressivo allineamento del sistema infrastrutturale nazionale ai parametri definiti in ambito europeo e nazionale, assicurando sull'intero territorio anche i necessari livelli di tutela della risorsa e dell'ambiente.". (ARERA, 2017a)

Nel documento 748/2017/R/IDR del 10 Novembre 2017 viene delineato un modello di regolazione della qualità tecnica, che si fonda sui seguenti parametri:

Prerequisiti: ovvero delle condizioni necessarie a identificare "quelle criticità di sistema che dovrebbero essere superate, in un predeterminato arco di tempo, anche attraverso interventi straordinari";

Standard specifici: si fa riferimento "a profili di continuità del servizio di acquedotto, cui associare indennizzi automatici alle utenze in caso di mancato rispetto dei livelli minimi previsti";

Standard generali: riguarda i servizi di acquedotto, fognatura e depurazione e sono "suddivisi in indicatori semplici e macro-indicatori, con lo scopo di attribuire, alle due categorie, pesi e azioni regolatorie differenti.".

In riferimento al documento 562/2017/R/IDR, per la fognatura è stato individuato un macro-indicatore a tutela dell'ambiente, denominato "Adeguatezza normativa degli scaricatori di piena" ed indicato con la sigla M4. Il risultato "è rappresentato dall'impatto sul sistema ambientale del mancato adeguamento degli scaricatori di piena sulla rete fognaria, avanzando un'ipotesi di implementazione nel breve termine, con percorsi di miglioramento annuali.". (ARERA, 2017b)

Nell'allegato A della delibera 917/2017/R/IDR, viene specificato che l'adeguatezza normativa dello scolmatore deve rispettare le disposizioni dei Piani di tutela delle Acque o di specifici regolamenti regionali. L'adeguatezza è determinata dall'incidenza degli scolmatori che "non risultano proporzionati per attivarsi esclusivamente in corrispondenza di una portata di inizio sfioro superiore alla portata di acqua nera diluita, da trattare nel depuratore" e "non risultano dotati delle predisposizioni necessarie a trattenere i solidi sospesi, ove previsto.". (ARERA, 2017c)

2.2.3 Normativa regionale

Il Piano di Tutela delle Acque (PTA), in conformità con il D.lgs. 152/99 e Water Framework Directive 2000/60/EC, è lo strumento di pianificazione regionale finalizzato al raggiungimento degli obiettivi di qualità ambientale delle acque interne e costiere, e assicurare un approvvigionamento idrico nel tempo. Di seguito è stata fatta un'analisi di alcuni PTA regionali, così da poter confrontare quello della Regione Marche con altri che risultano essere più all'avanguardia dal punto di vista normativo.

2.2.4 PTA Regione Marche

Il PTA della Regione Marche è stato approvato dall'assemblea legislativa regionale con delibera DACR n.145 del 26/01/2010. Nel piano sono stati definiti gli obiettivi di qualità ambientale delle acque superficiali e sotterranee, nonché gli interventi di tutela quali-quantitativa della risorsa idrica. Il ciclo di pianificazione delle misure e degli interventi è a cadenza sessennale. (https://www.regione.marche.it)

La sezione di interesse è la D, ovvero quella relativa alle Norme Tecniche di Attuazione le quali hanno subito negli anni degli aggiornamenti, con l'intento di modificare ed integrare le stesse. Le NTA sono suddivise in sette capi:

Capo I: finalità e contenuti

Capo II: obbiettivi di qualità

Capo III: aree a specifica tutela

Capo IV: misure di tutela qualitativa

Capo V: misure di tutela quantitativa

Capo VI: riqualificazione fluviale

Capo VII: disposizioni finali

L'analisi normativa riguardante gli scaricatori di piena si focalizzerà sulla parte relativa alle misure di tutela qualitativa (Capo IV), evidenziando gli articoli che sono in correlazione con la tematica degli scaricatori di piena.

Art. 36: Scarichi a mare di acque reflue urbane

Il Comma 1 dichiara che "Gli scarichi in mare di acque reflue urbane, provenienti da impianti di depurazione o da reti fognarie, inclusi quelli degli sfioratori di piena delle reti fognarie, devono avvenire al largo delle opere di difesa costiera".

Nell'eventualità che ciò non si possa verificare, il Comma 2 afferma che "Gli scarichi di cui al comma 1 possono avvenire anche in battigia, qualora non vi siano opere di difesa perpendicolari alla costa a distanza minore di 400 m". Lo scarico si può effettuare anche a distanze inferiori, se l'autorità competente rilascia l'autorizzazione a causa "dell'impossibilità tecnica o

dell'eccessiva onerosità", in relazione però ai "benefici ambientali conseguibili a recapitare in mare e acquisizione del parere igienico sanitario dell'ASUR territorialmente competente.".

Art.41: Reti fognarie

L'articolo disciplina le tipologie di fognature, nel dettaglio al Comma 4 è dichiarato che nel caso queste fossero miste "devono essere progressivamente separate, fatte salve le situazioni particolari ove non vi sia la possibilità tecnica di separazione a costi sostenibili e nel rispetto delle condizioni di sicurezza".

Il Comma 5 interviene sulle reti separate, per le quali "è vietato scaricare nella fognatura nera qualsiasi acqua priva di carico inquinante o che, prima dell'immissione in rete, rispetti i limiti di emissione per lo scarico in acque superficiali". Ciò viene permesso solo se lo scarico nel corpo idrico risulta troppo oneroso, a patto però che non vada ad inficiare la funzionalità dell'impianto di trattamento.

Le disposizioni del Comma 5 vengono applicate anche al Comma 6, in particolare alle fognature esistenti impossibili da separare, "per esse deve essere prevista la progressiva eliminazione dell'immissione di acque non inquinate o che rispettano i limiti di emissione per lo scarico in corpo ricettore diverso dalla pubblica fognatura.".

Al Comma 8 viene prescritto che, il dimensionamento delle reti di fognatura va fatto utilizzando i risultati più cautelativi, tra quelli effettuati con metodo tradizionale e quelli con sistemi modellistici.

Art.42: Acque meteoriche di dilavamento, acque di lavaggio, acque di prima pioggia

L'articolo indica quali sono le destinazioni finali che devono avere questo tipo di acque, al Comma 1 viene dichiarato che le "acque di lavaggio delle aree esterne adibite ad attività produttive o di servizi" vanno trattate in impianti idonei. Per le acque meteoriche di dilavamento di queste superfici è previsto anche in questo caso il collettamento, in particolare "la loro frazione di prima pioggia deve anche essere opportunamente trattata in

idonei impianti". Sia le acque di lavaggio che quelle meteoriche di dilavamento di prima pioggia, "sono sottoposte alla disciplina delle acque reflue industriali." Non rientrano in questa disciplina le acque di seconda pioggia.

Al Comma 2 e 3 sono elencate quelle attività produttive soggette alle specifiche del Comma 1.

Al Comma 6 viene affermato che, per le acque di prima pioggia che non rientrano nella casistica del Comma 1 "è necessaria la realizzazione di serbatoi, ovvero di aree allagabili di stoccaggio, ovvero di qualsivoglia altro idoneo sistema, atti a trattenerle per il tempo sufficiente affinché non siano scaricate nel momento di massimo afflusso, quando i recettori, inclusa la pubblica fognatura, sono nell'incapacità di drenare efficacemente i volumi in arrivo, e anche per destinarle a trattamento, compatibilmente con le caratteristiche funzionali degli impianti di depurazione.". Se non è presente l'impianto di depurazione va fatto comunque un pretrattamento, in modo da far sedimentare gli inquinanti in forma solida o sospesa.

Al Comma 7 si dichiara che le acque di prima pioggia sono "quelle corrispondenti ad una altezza di pioggia di 5 mm"; mentre per calcolare i volumi, i coefficienti di afflusso sono pari a 1 per le superfici impermeabili e pari a 0.3 per quelle permeabili, escludendo dal calcolo le aree verdi e quelle coltivate.

Art. 43: Reti fognarie miste, acque di prima pioggia e sfioratori di piena delle reti fognarie miste

Al Comma 1 si afferma che gli scaricatori di piena devono essere autorizzati allo scarico, "previa la necessaria verifica degli standard costruttivi e delle condizioni di funzionamento.".

Seguono al Comma 5 le indicazioni sugli scolmatori di nuova realizzazione, nei quali "il rapporto minimo consentito tra la portata di punta in tempo di pioggia e la portata media in tempo di secco nelle ventiquattro ore (Qms) deve essere pari a quattro. Tale rapporto può ridursi a 2,5 per l'ultimo sfioro in prossimità dell'impianto di depurazione."

Al Comma 6 si afferma che per le reti fognarie miste esistenti, gli scaricatori devono essere adeguati alle norme del d.p.c.m. 4 marzo 1996 "Disposizioni in materia di risorse idriche".

Nel Comma 7 si dichiara che, per agglomerati con Abitanti equivalenti superiori a 10000, gli interventi, stabiliti nel Piano d'Ambito, devono avere come obbiettivo quello di gestire e trattare le acque di prima pioggia, in modo da ridurre il carico inquinante del 35%. Questa percentuale raggiunge il 45% se gli agglomerati si trovano nella zona compresa nei 10 Km dalla costa, al fine di tutelare le acque di balneazione.

Il Comma 9 afferma l'importanza delle vasche di prima pioggia le quali vanno realizzate o adeguate in prossimità degli scarichi di fognatura mista, che sono ubicati:

nei seguenti corsi d'acqua, nel tratto di 10 km dallo sbocco in mare: Tavollo, Foglia, Misa, Musone, Potenza, Tenna, Ete Vivo, Tesino;

negli altri corsi d'acqua nel tratto di 5 km dallo sbocco in mare;

direttamente in mare e nei laghi adibiti alla balneazione;

negli emissari dei laghi adibiti alla balneazione e al prelievo idropotabile nel tratto di 10 km a monte del punto di immissione;

nei corsi d'acqua superficiali nel tratto di 10 km a monte delle captazioni idropotabili;

nei corpi idrici superficiali, aventi classi di qualità 4 e 5 delle acque superficiali, che accolgono scarichi provenienti da agglomerati superiori a 10.000 abitanti equivalenti."

Infine, al Comma 10, si stabiliscono le "linee tecniche di indirizzo per la realizzazione dei sistemi di accumulo delle acque meteoriche" e "le modalità di funzionamento e di adeguamento degli scolmatori (sfioratori) di piena esistenti per garantirne la corretta funzionalità in relazione agli obiettivi di tutela dei corpi recettori.". (PTA; Regione Marche, 2010)

2.2.5 PTA Regione Emilia-Romagna

L'impianto normativo regionale è stato approvato in via definitiva con la delibera n.40 del 21 Dicembre 2005. Al Titolo III delle norme denominato "Misure per la tutela qualitativa della risorsa idrica" si fa riferimento alle acque di prima pioggia e di lavaggio delle superfici esterne. Nel dettaglio l'Articolo 28 al Comma 2 stabilisce che, per gli agglomerati con più di 20000

abitanti equivalenti che hanno lo scarico diretto o in prossimità dei corpi idrici "vanno predisposti sistemi di gestione delle acque di prima pioggia che, al 2008, consentano una riduzione del carico inquinante ad esse connesso non inferiore al 25% di quella derivante dalla superficie servita dal reticolo scolante; al 2016 tale riduzione di carico deve essere non inferiore al 50%". Per gli agglomerati tra 10000 e 20000 AE, è prevista una riduzione del carico inquinante almeno del 25% nell'anno 2016. Se gli agglomerati si trovano nella fascia compresa nei 10 km dalla costa, le percentuali suddette vanno incrementate del 20%.

Al Comma 3 si fa riferimento alle misure da adottare per il Comma 2, ovvero la definizione da parte delle Province "della superficie del bacino scolante afferente alla rete fognaria sottesa dagli scaricatori, alla valutazione delle caratteristiche proprie del bacino che possono influenzare i fattori di carico inquinante delle acque meteoriche di dilavamento, all'individuazione degli scaricatori di piena a più forte e significativo impatto rispetto alle esigenze di protezione del corpo recettore […]". Le acque di prima pioggia vengono gestite raccogliendole in apposite vasche, per poi essere mandate a trattamento al termine dell'evento di pioggia. A questi sistemi possono essere affiancati interventi volti alla riduzione del carico inquinante, come "il lavaggio periodico delle strade in condizioni di tempo asciutto.".

Nel Capitolo 5 della Relazione Generale del PTA sono riportati i carichi di inquinante degli scaricatori di piena, i quali possono essere confrontati con quelli provenienti da depuratori, reti non depurate e industrie.

Errore. L'origine riferimento non è stata trovata.

Tabella 1: Carichi di BOD5, azoto e fosforo sversati nella Regione Emilia-Romagna nel 2008 e nel 2016

Tipologia scarico	2008			2016		
	BOD_5 (t/y)	Azoto (t/y)	Fosforo (t/y)	BOD_5 (t/y)	Azoto (t/y)	Fosforo (t/y)
Depuratori	8.539,0	7.028,9	914,5	8.868,4	7.116,3	954,7
Reti non depurate	1.725,4	354,6	52,9	1.737,9	357,1	53,3
Scaricatori di piena	9.103,9	981,2	306,6	8.544,9	920,5	287,5
Industria	2.383,3	1.677,2	541,4	2.264,9	1.605,9	517,0
Totale puntuali	**21.751,6**	**10.041,8**	**1.815,4**	**21.416,2**	**9.999,8**	**1.812,5**
Diffusi	16.769,0	15.790,0	1.473,1	10.145,6	10.080,8	906,3
Totale regionale	**38.520,6**	**25.831,8**	**3.288,5**	**31.561,8**	**20.080,6**	**2.718,8**

È chiaro che gli scolmatori rappresentano una quota abbastanza rilevante del carico inquinante, tanto da risultare, in Emilia-Romagna, più impattante delle reti di fognatura che non sono sottoposte a trattamento. (PTA; Regione Emilia-Romagna, 2005)

2.2.6 PTUA Regione Lombardia

Il piano della regione Lombardia è stato approvato con deliberazione della Giunta regionale n.6990 del 31 Luglio 2017. L'Articolo 51 denominato "Gestione sostenibile del drenaggio urbano" stabilisce che la Giunta regionale favorisce l'attuazione di metodi volti alla mitigazione del rischio idraulico e degli impatti sui corpi idrici da parte delle acque meteoriche. Questo dovrebbe essere fatto tramite l'applicazione di "principi di varianza idraulica e idrologica" che sono previsti dall'Articolo 58bis della Legge Regionale 12/05 "Regolamento invarianza". Fino alla data dell'entrata in vigore dello stesso, i nuovi scarichi derivanti da sfioratori di piena devono avere una portata di scarico compatibile con la capacità idraulica del corpo ricettore e un valore massimo per ettaro di superficie scolante pari a 20 l/s. Per le aree ad alta o media criticità idraulica, il valore massimo ammissibile è pari a 40 l/s per ettaro di superficie scolante. (PTUA; Regione Lombardia, 2017)

2.3 Analisi specifica sulle acque di balneazione

2.3.1 Direttiva 2006/7/CE

La direttiva 2006/7/CE, approvata dal Parlamento e dal Consiglio Europeo il 15 febbraio 2006 e applicata dal 24 marzo 2006, è relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione. Essa completa la Direttiva 2000/60/CE sulla protezione e la gestione dell'acqua ed è stata integrata nel diritto nazionale di tutti i paesi dell'UE. Tale norma mira a garantire che:

- venga monitorata la qualità delle acque di balneazione;

- vengano introdotte migliori misure di gestione;
- le informazioni siano messe a disposizione del pubblico.

Per quanto riguarda il monitoraggio delle acque di balneazione:

- ogni anno, i paesi dell'UE devono individuare le acque di balneazione sul loro territorio e determinare la durata della loro stagione balneare;
- essi devono stabilire un monitoraggio nei luoghi più frequentati dai bagnanti o sottoposti a rischio più elevato di inquinamento. Tale monitoraggio deve essere effettuato tramite il prelievo di:
    - almeno 4 campioni, di cui 1 prima dell'inizio della stagione balneare;
    - 3 campioni soltanto se la stagione balneare non supera le 8 settimane oppure se la regione è soggetta a particolari impedimenti di tipo geografico.

I paesi dell'UE devono comunicare i risultati del loro monitoraggio alla Commissione europea, nonché una descrizione delle misure di gestione della qualità delle acque. Il monitoraggio può essere sospeso in via eccezionale, previa comunicazione alla Commissione.

Tabella 2: Concentrazioni di Escherichia Coli ed Enterococchi intestinali corrispondenti ad un determinato livello di qualità delle acque costiere e di transizione

ACQUE COSTIERE E ACQUE DI TRANSIZIONE

	A	B	C	D	E
	Parametro	Qualità eccellente	Qualità buona	Qualità sufficiente	Metodi di riferimento dell'analisi
1	Enterococchi intestinali espressi in ufc/100 ml	100 (*)	200 (*)	185 (**)	ISO 7899-1 o ISO 7899-2
2	Escherichia coli espressi in ufc/100 ml	250 (*)	500 (*)	500 (**)	ISO 9308-3 o ISO 9308-1

(*) Basato sulla valutazione del 95° percentile. Cfr. allegato II.
(**) Basato sulla valutazione del 90° percentile. Cfr. allegato II.

2.3.2 D.L. 30 MAGGIO 2008 N. 116 E D.M. 30 MARZO 2010

Il decreto legislativo n. 116 del 30 maggio 2008 rappresenta il recepimento della direttiva europea sulla gestione della qualità delle acque di balneazione

resa applicabile dal successivo decreto del 30 marzo 2010, emanato del Ministero della Salute e dell'Ambiente, tramite uno specifico Regolamento.

Tale norma può essere esposta attraverso i seguenti punti salienti:

1) Individuazione delle acque di balneazione e dei relativi punti di monitoraggio;
2) Valutazione di solo 2 parametri batteriologici: Escherichia Coli ed Enterococchi intestinali (specifici indicatori di contaminazione fecale);
3) Prelievi con frequenza mensile da aprile a settembre, secondo un calendario prestabilito;
4) Classificazione delle acque sulla base dei dati delle ultime 3-4 stagioni balneari;
5) Giudizio di qualità basato su un nuovo calcolo statistico;
6) Predisposizione profili delle acque;
7) Possibile accorpamento di punti contigui aventi caratteristiche simili;
8) Identificazione e valutazione delle cause dell'inquinamento;
9) Informazione al pubblico;
10) Azioni volte ad evitare l'esposizione dei bagnanti all'inquinamento e a ridurre il rischio di inquinamento, alla rimozione delle cause ed al miglioramento delle acque di balneazione.

I parametri d'indagine delle acque di balneazione e relativi valori limite di legge, per la valutazione dell'idoneità durante il periodo di campionamento, sono riportati nella seguente tabella.

Tabella 3: Concentrazioni di Escherichia Coli ed Enterococchi intestinali corrispondenti a diverse tipologie di acque

Acque di balneazione: parametri e valori limite

PARAMETRI	CORPO IDRICO	VALORI LIMITE
ENTEROCOCCHI INTESTINALI	ACQUE MARINE	200 N*/100 ML
	ACQUE INTERNE	500 N*/100 ML
ESCHERICHIA COLI	ACQUE MARINE	500 N*/100 ML
	ACQUE INTERNE	1000 N*/100 ML

(*) n = UFC o MPN

In conclusione, la Direttiva in vigore:

- Introduce una completa rivisitazione delle attività di monitoraggio;
- Prevede una meticolosa caratterizzazione delle fonti di pressione, mediante la classificazione delle acque di balneazione in acque di qualità eccellente, buona, sufficiente e scarsa, effettuata con cadenza annuale sulla base dei risultati dei monitoraggi delle ultime 4 stagioni balneari con riferimento ai due soli parametri Escherichia Coli ed Enterococchi intestinali;
- Privilegia una gestione integrata della qualità delle acque allo scopo di mettere in atto azioni volte a prevenire l'esposizione dei bagnanti a rischi. Il monitoraggio e l'attuazione di misure di gestione hanno l'obiettivo di riconoscere e ridurre possibili cause di inquinamento.

2.3.3 Procedura operativa di assegnazione della "Bandiera Blu 2019"

La presente procedura, certificata ISO 9001-2015, descrive i metodi ed i criteri utilizzati dalla FEE Italia (Fondazione per l'Educazione Ambientale) per l'assegnazione della Bandiera Blu-Spiagge, sul territorio nazionale. Essa è soggetta a revisioni annuali che tengono in considerazione le variazioni apportate al Questionario Bandiera Blu e/o che tendono a rendere, nel tempo, più selettivi i criteri di idoneità e si applica a tutti i Comuni rivieraschi candidati.

Secondo la regolamentazione internazionale, la bandiera blu ha valore solo per l'anno nel quale viene assegnata. Può essere rimossa in qualsiasi momento se si dovessero concretizzare i presupposti per tale provvedimento. Una spiaggia deve rispondere a tutti i requisiti delineati dalla procedura di assegnazione, indicati con la lettera I (imperativo) e possibilmente al maggior numero dei requisiti indicati con la G (guida).

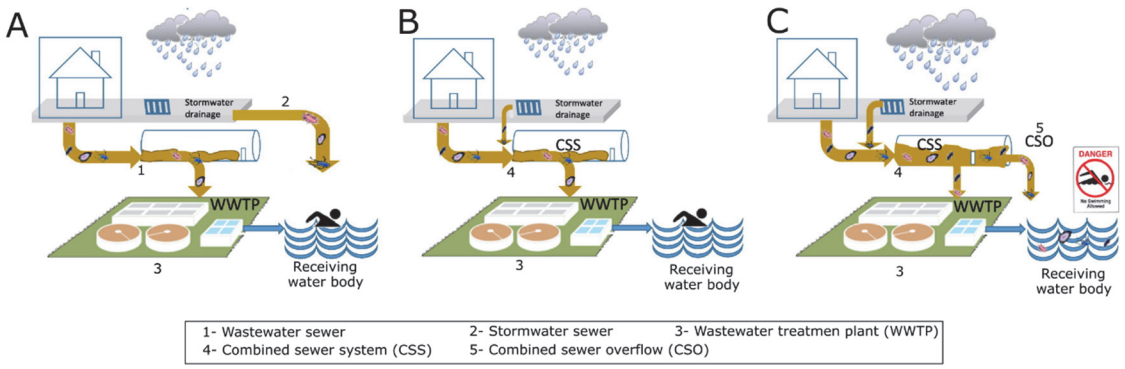


Figura 2: Diversi scenari di gestione della rete fognaria ed implicazioni sulla balneabilità

Di seguito vengono elencati quelli inerenti alla qualità delle acque:

- La spiaggia deve rispettare pienamente i requisiti di campionamento e frequenza relativamente alla qualità delle acque di balneazione (I)
- La spiaggia deve rispettare pienamente gli standard ed i requisiti di analisi relativamente alla qualità delle acque di balneazione (I)
- Conformità alle Direttive sul trattamento delle acque reflue e sulla qualità delle acque di scarico. Nessuno scarico di acque reflue (urbane o industriali) deve interessare l'area della spiaggia (I)
- La spiaggia deve rispettare i requisiti di Bandiera Blu per i parametri microbiologici relativamente a Escherichia coli (Coliformi fecali) e agli Enterococchi intestinali (Streptococchi) (I)
- La spiaggia deve rispettare i requisiti di Bandiera Blu per i seguenti parametri fisici e chimici (oli e materiale galleggiante) (I)

Inoltre, nella sezione C della prescrizione, è espressamente specificato che:

"La qualità delle acque di balneazione è un criterio imperativo: solo le località, le cui acque sono risultate eccellenti nella stagione precedente possono presentare la candidatura. È per tale motivo che per poter procedere nella valutazione, tutte le analisi devono rientrare negli standard FEE (Escherichia coli <250/100 UFC/ml; enterococchi intestinali <100/100 UFC/ml), ottenendo in tal caso un punteggio pari a 10. Per la valutazione di una spiaggia candidata, il Programma Bandiera Blu richiede la conformità dei suddetti limiti al 95° percentile, in accordo sia con quanto previsto dalla Direttiva Europea 2006/7/CE che con le indicazioni dell'Organizzazione Mondiale della Salute. Il percentile deve essere calcolato e rispettare i limiti per ognuno dei parametri richiesti…

Tabella 4: Concentrazioni di Escherichia Coli ed Enterococchi intestinali corrispondenti a diverse classi di qualità delle acque

Parametri	Metodi	Classi di Qualità			
		Eccellente	Buona	Sufficiente	Scarsa
Enterococchi (ufc/100 ml)	ISO 7899-1 o 7899-2	100 (*)	200 (*)	185 (**)	>185 (**)
Escherichia coli (ufc/100 ml)	ISO 9308-3 o 9308-1	250 (*)	500 (*)	500 (**)	>500 (**)

*Basato sulla valutazione del 95° percentile
*Basato sulla valutazione del 90° percentile

…Devono essere allegati alla candidatura tutti i risultati delle analisi di qualità delle acque di balneazione delle ultime 4 stagioni balneari (solo i Comuni Bandiera Blu della stagione appena conclusa potranno inviare in cartaceo le analisi certificate dell'ultimo anno). Dai documenti si dovrà evincere: l'identificazione di tutti i punti di prelievo con relativo codice identificativo (IT.....), la data dei campionamenti effettuati per ciascuno di essi (almeno 1 prelievo ogni 31 giorni, di cui almeno uno nei 31 giorni precedenti l'inizio della stagione balneare), nonché il risultato delle relative analisi di tutti i prelievi effettuati, ordinari e suppletivi. Per ogni punto di campionamento a prescindere dalla durata della stagione balneare, devono essere effettuati almeno cinque campionamenti.". (www.bandierablu.org)

In sintesi:

Tabella 5: Sintesi dei valori limite di concentrazione di Escherichia Coli ed Enterococchi intestinali corrispondenti a diverse classi di qualità delle acque costiere e di transizione

	PARAMETRO	VALORI LIMITE [UFC/100 ml]				METEDO DI RIFERIMENTO DELL'ANALISI
		QUALITA' ECCELLENTE	QUALITA' BUONA	QUALITA' SUFFICIENTE	QUALITA' SCARSA	
		BANDIERA BLU	ACQUE DI BALNEAZIONE ARPAM			
DIRETTIVA 2006/7/CE	Escherichia Coli	**250**	500	500	>500	ISO 9308 - 3 ISO 9308 - 1
DIRETTIVA 2006/7/CE	Enterococchi Intestinali	**100**	200	185	>185	ISO 7899 - 1 ISO 7899 - 2

2.4 Quadro regolatorio ed organizzativo della Provincia di Fermo

Con la Legge Galli n.36 del 1994 si è normato per la prima volta il Servizio Idrico Integrato definito come "l'insieme dei servizi pubblici di captazione, adduzione e distribuzione di acqua ad usi civili, di fognatura e di depurazione delle acque reflue". Il S.I.I. va organizzato nell'ambito di un territorio omogeneo, chiamato Ambito Territoriale Ottimale (A.T.O). Con la Legge Regionale n.24 del 12/10/2009, la Regione Marche ha individuato 5 ATO coincidenti con il territorio di ogni provincia, nel dettaglio:

ATO 1 – Pesaro e Urbino

ATO 2 – Ancona

ATO 3 – Macerata

ATO 4 – Fermo

ATO 5 – Ascoli Piceno

CIIP spa è il gestore unico del Servizio Idrico Integrato dell'A.T.O. 5 (Marche Sud) che comprende 59 comuni. (https://www.ciip.it)

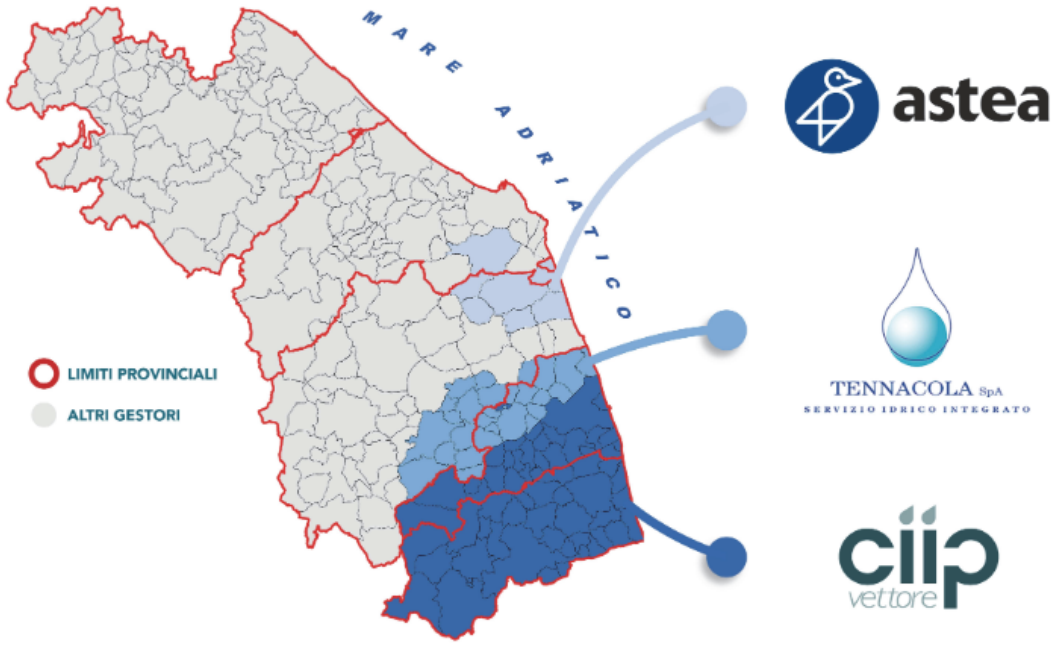


Figura 3: Territorio in gestione a CIIP Spa

L’analisi normativa prosegue, a livello locale, andando a consultare il documento sulle “Modalità tecniche di allacciamento alle reti ed autorizzazioni allo scarico in pubblica fognatura” redatto da CIIP spa, che ha la finalità di definire “le modalità tecniche di prestazione dei servizi di acquedotto, di fognatura e di depurazione e di normare le modalità di rilascio del parere vincolante ed obbligatorio per lo scarico nelle reti fognarie pubbliche delle acque reflue.”. (https://www.ato5marche.it)

All’Articolo 1 sono presenti una serie di definizioni e terminologie, per le acque di dilavamento o acque bianche si intendono “le acque meteoriche che dilavano superfici scoperte (piazzali, tetti, strade, etc.) che si rendono disponibili al deflusso superficiale”; mentre le acque di lavaggio sono “le acque utilizzate per il lavaggio delle superfici scoperte e qualsiasi altra acqua di dilavamento non meteorica”. Per le acque di seconda pioggia si fa riferimento a “acque meteoriche di dilavamento provenienti dalle superfici scolanti (l’insieme di strade, cortili, piazzali, tetti e di ogni altra superficie scoperta oggetto di dilavamento meteorico o di lavaggio) eccedente la quota relativa alla prima pioggia”.

L’Articolo 3, che riguarda il servizio di fognatura e depurazione, prescrive al Comma 6 l’obbligo di trattare in modo preventivo le acque meteoriche ricadenti su aree dove si svolgono attività tipo “distributori di carburanti, stoccaggio rifiuti, parcheggi, autodemolitori e simili”, prima dello scarico in fognatura. Il Comma 8 disciplina le acque reflue industriali, per le acque meteoriche non contaminate raccolte, ricadenti su insediamenti produttivi, è prevista l’immissione in rete fognaria mista, mentre se il sistema è separato queste acque devono essere convogliate al collettore delle acque bianche.

L’Articolo 6, inerente alle autorizzazioni allo scarico, definisce “acque prive di inquinante” quelle acque che rispettano i limiti allo scarico in acque superficiali, in particolare da segnalare:

“le acque meteoriche di dilavamento di seconda pioggia (come definite dalla normativa vigente);”;

“le acque meteoriche di dilavamento (prima e seconda pioggia) provenienti da strade pubbliche e private, i piazzali di sosta e movimentazione automezzi, i parcheggi pubblici ed anche di aree industriali, purché in tali

superfici non si svolgano attività, escluso il mero trasporto con mezzi adeguati, che possono oggettivamente comportare il rischio significativo di dilavamento, anche in soluzione, di sostanze inquinanti.".

L'Articolo 10 regolamenta gli scarichi delle acque di prima pioggia e di lavaggio, che sono soggette all'Art.42 del PTA della Regione Marche. Al Comma 3 si stabiliscono le metodologie di calcolo dei volumi di prima pioggia, immessi in pubblica fognatura, che possono avvenire grazie ad un misuratore di portata installato sul pozzetto finale oppure considerando un'altezza di pioggia corrispondente a 5 mm. Al Comma 4 vengono prescritte le azioni da compiere se viene dimostrata "l'impossibilità tecnica o l'eccessiva onerosità" di convogliare queste acque su corpi idrici superficiali. Il Gestore, previa analisi dettagliata, può dare l'autorizzazione per lo scarico in pubblica fognatura e se necessario prescrivere la realizzazione di aree di stoccaggio come serbatoi.

È chiaro come questo documento, sia l'applicazione delle linee guida che hanno ispirato le Norme Tecniche di Attuazione del PTA regionale. Da segnalare però, l'assenza di menzioni relativamente agli scaricatori di piena.

2.5 Documenti tecnico-scientifici

Per l'analisi specifica dello stato di qualità dei corpi idrici superficiali sono stati consultati altri documenti e report di indagini effettuate a livello regionale.

2.5.1 Relazioni annuali sulla qualità delle acque di balneazione

I presenti rapporti illustrano i risultati relativi alle attività di monitoraggio delle acque destinate alla balneazione della Regione Marche svolte da ARPA Marche (www.arpa.marche.it) durante le stagioni balneari dal 2012 al 2018: i controlli e le analisi effettuate durante questo periodo hanno, come prevede la norma vigente, la duplice finalità di protezione e tutela della salute dei bagnanti, e nello stesso tempo di miglioramento e tutela della risorsa idrica. Conoscere lo stato di qualità delle acque rappresenta il presupposto indispensabile per la gestione sostenibile della fascia costiera e

l’approccio migliore per avviare le dovute misure di risanamento e protezione del patrimonio marittimo.

Tabella 6: Dati sulla qualità delle acque di balneazione afferenti alla fascia costiera in corrispondenza della foce del fosso Rio Valloscura

DOCUMENTO	ANNO	POSIZIONE	COORDINATE	COMUNE	CLASSE 2012	CLASSE 2013	CLASSE 2014	CLASSE 2015	CLASSE 2016	CLASSE 2017	DATA INIZIO ORDINANZA	DATA FINE ORDINANZA	INQUINAMENTO BREVE DURATA	CAUSA DELLA CRITICITA'
Relazione acque balneazione ARPAM	2012-2018	300 M NORD FOSSO RIO VALLOSCURA	2423440 (X) 4779290 (Y)	FERMO							08/05/2014	20/05/2014		Piogge abbondanti
		150 M NORD FOSSO RIO VALLOSCURA	2428030 (X) 4760560 (Y)								20/06/2016	24/06/2016	NO	Apporti da fosso Rio Vallescura
											08/05/2014	20/05/2014		Piogge abbondanti
											20/06/2014	24/06/2014		Piogge abbondanti
		DAVANTI FOSSO PETRONILLA	2418320 (X) 4793660 (Y)	PORTO SAN GIORGIO							n.d	n.d	SI	Apporto da fosso Petronilla
											21/06/2016	24/06/2016	NO	Apporto da fosso Petronilla
		DIRETTRICE VIA DONIZETTI	2419200 (X) 4791270 (Y)	PORTO SAN GIORGIO							30/07/2017	03/08/2017	SI	Apporto da uno scarico
											n.d	n.d	SI	Apporti correlabili anche ad eventi metereologici
		300 M SUD FOSSO RIO VALLOSCURA	2419600 (X) 4790270 (Y)	PORTO SAN GIORGIO							21/06/2016	24/06/2016	NO	Apporto da fosso Rio Vallescura
		100 M SUD FOSSO RIO VALLOSCURA	2420040 (X) 4789220 (Y)	PORTO SAN GIORGIO							21/06/2016	24/06/2016	SI	Apporto da fosso Rio Vallescura
											20/06/2014	24/06/2014		Piogge abbondanti

LEGENDA:

ECCELLENTE

BUONA

Tabella 7: Cause relative a divieti di balneazione lungo la fascia costiera in corrispondenza della foce del fosso Rio Valloscura

DOCUMENTO	ANNO	AREA BALNEAZIONE	POSIZIONE	COORDINATE	COMUNE	CRITICITA'	DIVIETI BALNEAZIONE	CAUSE	COORDINATE PUNTI DI IMMISSIONE	ALTRE CAUSE	DEROGHE
ARPAM - REGIONE MARCHE	2014	IT011109006004	300 M NORD FOSSO RIO VALLOSCURA	2423440 (X) 4779290 (Y)	FERMO	Presenza della foce del fosso che riceve acque reflue urbane parzialmente depurate.	Monitoraggio giugno - settembre 2009: 2 superamenti di coliformi fecali secondo il DPR 470/82	1) a 300 metri sud recapito in mare delle acque del fosso Rio Vallescura, che raccoglie lo scarico finale del depuratore S. Michele del comune di Fermo. 2) sollevamento chalet 4 cerchi	2,421569 (X) 4,764007 (Y)	1) acque reflue urbane (scolmatori reti fognarie)	Ossigeno disciolto
ARPAM - REGIONE MARCHE	2014	IT011109006007	150 M NORD FOSSO RIO VALLOSCURA	2428030 (X) 4760560 (Y)	FERMO	Presenza della foce del fosso che riceve acque reflue urbane parzialmente depurate.	Punto permanentemente non idoneo alla balneazione, come da DPR 470/82, nell'ultimo quadriennio. Monitoraggio giugno - settembre 2009: 2 superamenti di coliformi fecali secondo il DPR 470/82 (considerando anche i criteri del D.Lgs 116/2008)	1) a 150 m sud recapito in mare delle acque del fosso Rio Vallescura che raccoglie lo scarico finale del depuratore S. Michele del comune di Fermo. 2) Recapitano presso il fosso Riovallescura numero 7 sfioratori	da 2,421463 a 2,419622 (x) da 4,783577 a 4,782017 (y)	1) Apporti dal Rio Valloscura 2) acque reflue urbane (scolmatori reti fognarie / WWTP)	Ossigeno disciolto

2.5.2 Relazione annuale sulla qualità dei corpi idrici fluviali

Nel 2014 è proseguita, ad opera di ARPA Marche, l'attività relativa al monitoraggio delle acque superficiali fluviali, che ha portato alla fine del 2015 alla seconda classificazione dei corpi idrici regionali relativa al triennio 2013-2015. Le attività di monitoraggio hanno previsto la valutazione sia dello stato ecologico dei corpi idrici, mediante analisi degli elementi di qualità biologica, chimica e chimico-fisica, sia la valutazione dello stato chimico mediante ricerca e quantificazione delle sostanze pericolose prioritarie indicate a livello comunitario.

Tabella 8: Dati sulla qualità delle acque del fosso Rio Valloscura

DOCUMENTO	ANNO	BACINO	STATO ECOLOGICO	STATO CHIMICO
Relazione qualità fiumi ARPAM	2014	Fosso Valloscura - Rio Petronilla	SUFFICIENTE	BUONO

2.5.3 Rapporti annuali di Legambiente

Risultati dell'attività di campionamento ed analisi delle acque costiere superficiali in corrispondenza della foce del fosso Rio Valloscura da parte dell'associazione Goletta verde di Legambiente.

Tabella 9: Dati sulla qualità delle acque alla foce del fosso Rio Valloscura

DOCUMENTO	ANNO	POSIZIONE	COMUNE	GIUDIZIO	DATA CAMPIONAMENTO
LEGAMBIENTE	2014	Foce fosso Rio Valloscura	Porto San Giorgio	FORTEMENTE INQUINATO – E. Intestinali > 400 ufc/100 ml e/o E. Coli > 1000 ufc/100 ml	28/07/2014
	2015			FORTEMENTE INQUINATO	16/06/2015
	2016			FORTEMENTE INQUINATO	29/07/2016
	2017			FORTEMENTE INQUINATO	29/07/2017
	2018				non effettuato
	2019			INQUINATO	15/06/2019

3. Materiali e metodi

3.1 Area di studio e campagna di campionamento

L'area è individuata nel Piano di tutela delle acque della regione Marche (PTA Marche) con il codice R11022 in relazione al bacino idrografico del fosso Rio Valloscura – fosso Petronilla. L'inquadramento territoriale e la suddivisione tra i sottobacini di Valloscura a nord e Petronilla a sud è riportato nella tavola seguente. La superficie del bacino, oggetto del presente studio, risulta pari a 10,4 km2, di cui 1,24 km2 impermeabili e quindi potenzialmente in grado di convogliare le acque meteoriche in fognatura.

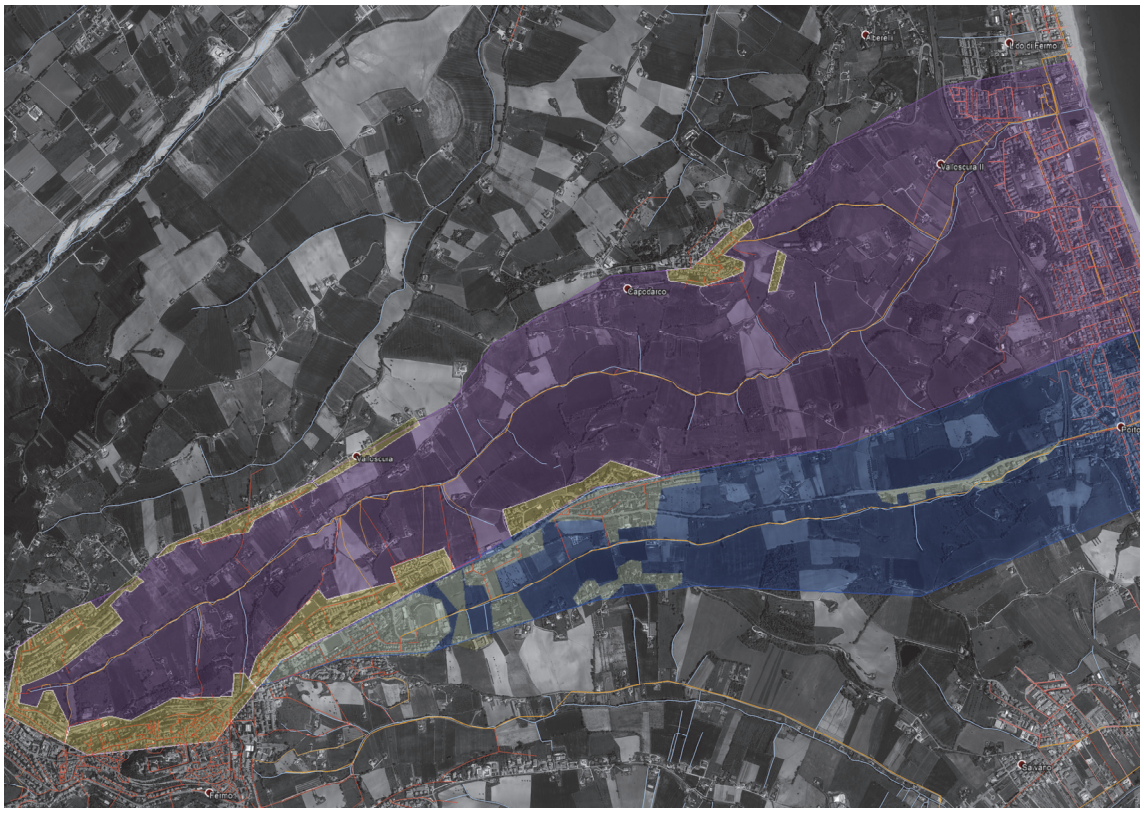


Figura 4: Individuazione del sottobacino idrografico di Valloscura (viola)

Lungo la rete fognaria di tipo misto, afferente al sottobacino di Valloscura, sono presenti 40 sfioratori di piena in esercizio e autorizzati con istanza AUA 464/2016 (data rilascio 14/04/2016, scadenza 13/04/2031) come scarichi

in ambiente recapitanti in acque superficiali. Non risultano installati dispositivi di telecontrollo per il monitoraggio in continuo della quantità e della qualità delle acque reflue transitanti in rete. Quest'ultima confluisce nel depuratore di Lido di Fermo che verrà descritto successivamente. È da precisare che sul territorio in questione insistono numerosi nuclei abitativi non collettati in fognatura e che utilizzano sistemi di dispersione su suolo e fosse settiche o Imhoff.

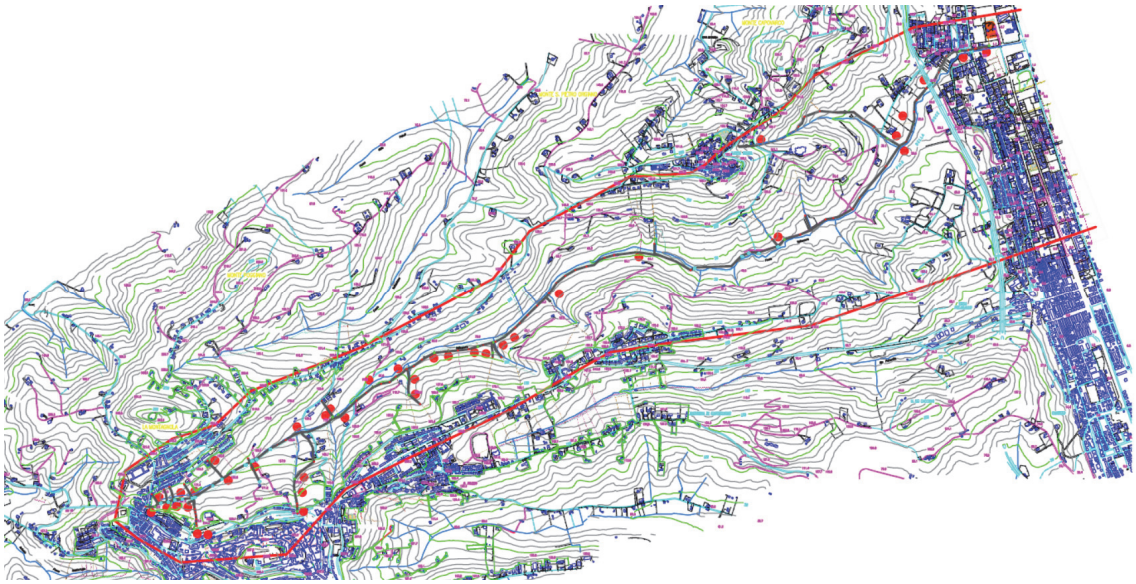


Figura 5: Localizzazione dei manufatti scolmatori lungo la rete fognaria

L'impianto di depurazione di Lido di Fermo ha una potenzialità di progetto (base BOD5) di 50000 abitanti equivalenti e tratta le acque reflue urbane provenienti dal sistema di collettamento fognario del bacino di Valloscura, Lido di Fermo e Porto San Giorgio. Esso non presenta notevoli differenze di carichi di massa inquinanti e di portata tra il periodo invernale e quello estivo, anche essendo afferente ad una zona a vocazione turistica, e non provvede al trattamento concomitante di reflui extra-fognari. L'effluente finale è recapitato nel fosso Rio Valloscura, ad una distanza di circa 150 metri dalla foce.

Secondo quanto riportato dall'Autorizzazione AUA 464/2016 il carico idraulico di progetto in regime di secca è di 6000 m3/d (250 m3/h) mentre il carico idraulico trattabile in tempo di pioggia è di 15000 m3/d (625

m3/h). Il rapporto di by-pass tra portata di pioggia e regime di secco risulta essere uguale a 2,5.

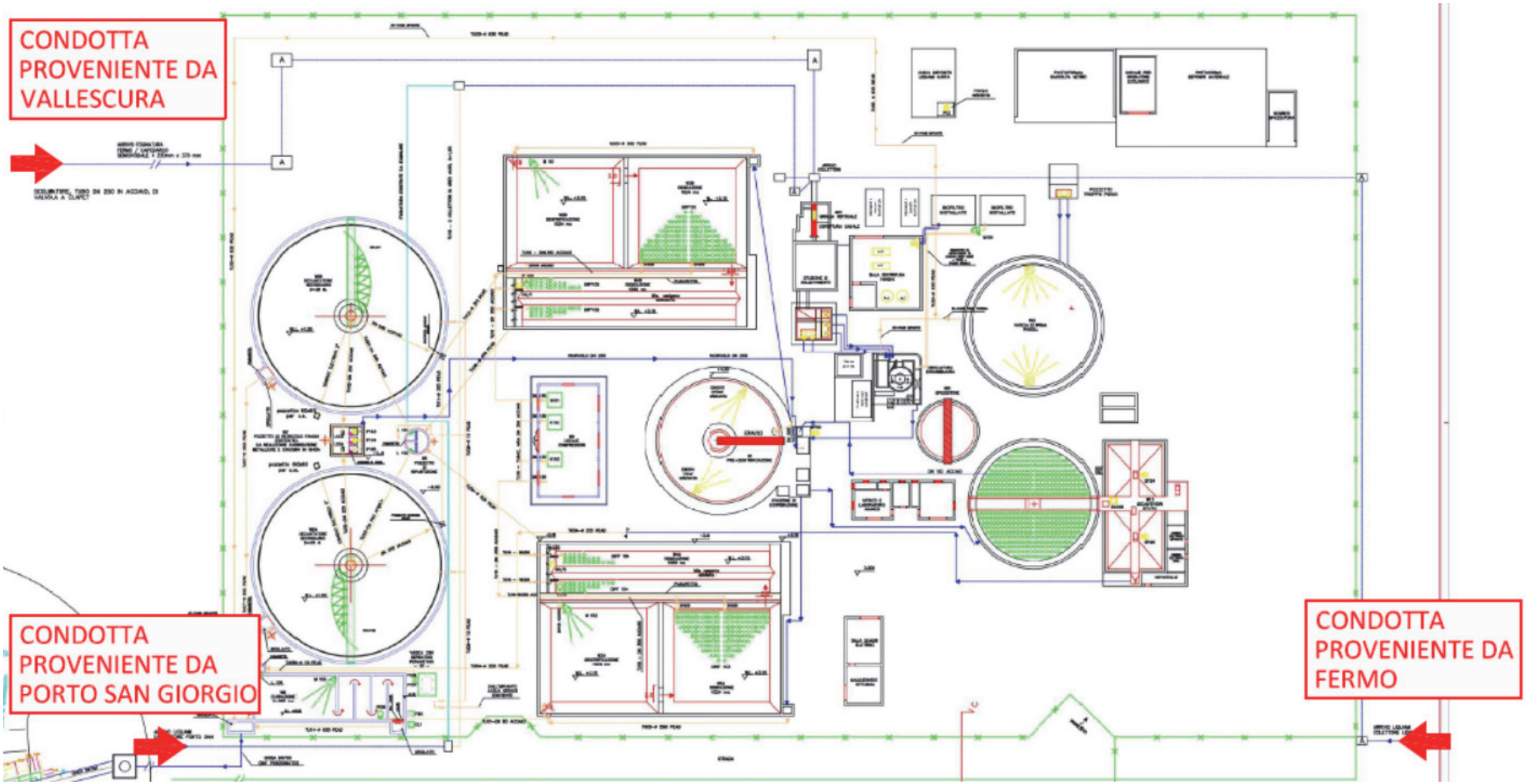


Figura 6: Planimetria generale dell'impianto di depurazione di Lido di Fermo

FILIERA DI PROCESSO:

LINEA ACQUE

- Sollevamento;
- Grigliatura fine;
- Dissabbiatura;
- Pre-denitrificazione;
- Denitrificazione;
- Ossidazione/nitrificazione;
- Sedimentazione secondaria;
- Ozonolisi;
- Filtrazione;
- Disinfezione.

LINEA FANGHI

- Stabilizzazione;
- Ispessimento;
- Disidratazione meccanica.

FUORI LINEA

- Stoccaggio e disinfezione acque di prima pioggia / equalizzazione.

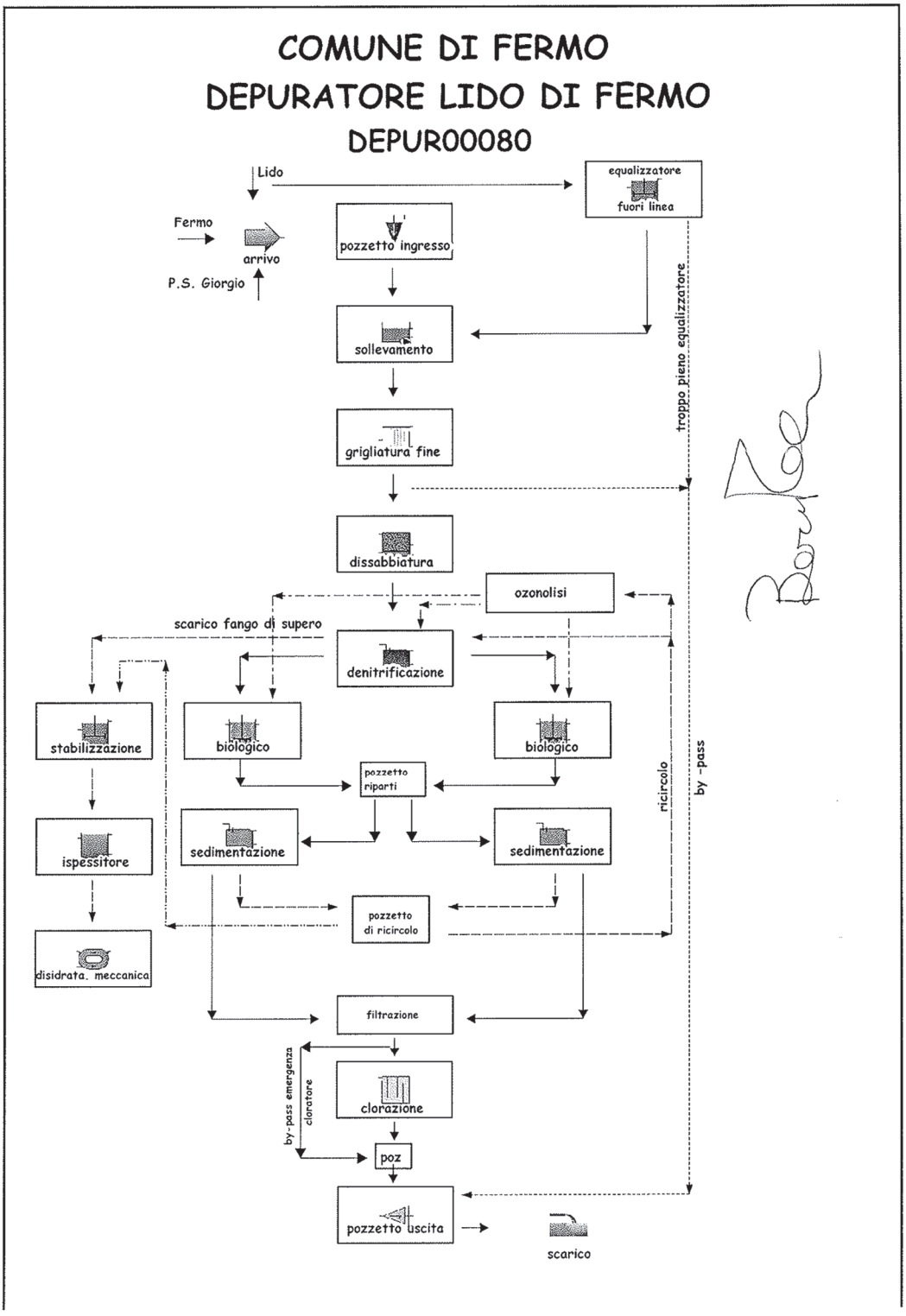


Figura 7: Schema a blocchi dell'impianto di depurazione di Lido di Fermo

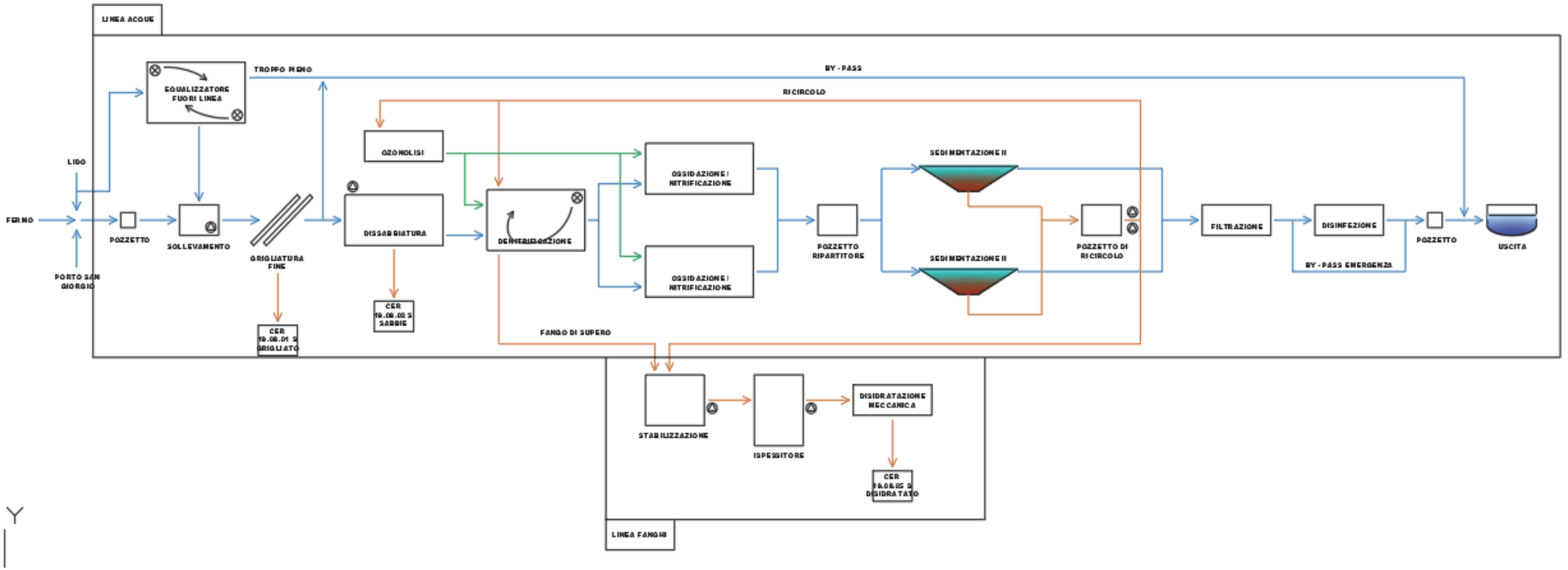


Figura 8: Schema di flusso dell'impianto di depurazione di Lido di Fermo

Anteriormente alle prove sperimentali, svolte e descritte nel dettaglio nei paragrafi seguenti, è stata disposta ed effettuata una campagna di campionamenti. Questa si è tenuta lungo il ramo di fognatura principale, precisamente all'interno di alcuni scolmatori ritenuti "critici", lungo il fosso Rio Valloscura, ossia nei punti immediatamente a valle delle condotte di scarico di questi, e all'ingresso dell'impianto di depurazione di Lido di Fermo.

Figura 9: Pozzetto ospitante le condotte di entrata, uscita e scolmo

Figura 10: Condotta di evacuazione delle portate scolmate

Il campionamento, realizzato in regime di tempo secco, ha avuto lo scopo di:

- ricavare i valori di concentrazione delle acque transitanti negli scolmatori;
- ricavare i valori di concentrazione delle acque del fosso in prossimità degli scolmatori;
- ricavare i valori di concentrazione in ingresso, in uscita e in vasca biologica dell'impianto di depurazione di Lido di Fermo;
- prelevare volumi di refluo necessari allo svolgimento delle prove di disinfezione in scala di laboratorio.

Per effettuare il prelievo dei campioni sono state impiegate delle bottiglie in PEHD da 500 ml e 1000 ml, taniche in PEHD da 5 l e 10 l, bottiglie in PEHD sterili da 500 ml e box refrigerato per la conservazione e trasporto di essi. È stato necessario munirsi di bottiglie sterili perché le analisi successive non hanno riguardato solo la valutazione dei macroinquinanti delle acque reflue ma anche quella degli inquinanti microbiologici, le cui misurazioni possono subire un errore considerevole se i campioni non vengono tenuti completamente isolati da qualsiasi forma di contaminazione.

Tra i vari macroparametri inquinanti, presenti nelle varie tipologie di acque elencate in precedenza, sono stati analizzati quelli relativi alla sostanza organica, ai solidi e ai nutrienti, in particolare:

- BOD5;
- COD;
- N-NH4;
- TKN;
- N-NO2;
- N-NO3;
- P-PO4;
- Ptot;
- MLSS;
- MLVSS;
- TSS;
- Cloruri;

- SO4.

Inoltre, sono state effettuate misurazioni di:

- Conducibilità;
- Temperatura;
- pH;
- Trasmittanza.

Tra i parametri microbiologici inerenti alla presenza di carica batterica sono stati analizzati il ceppo degli:

- Escherichia Coli;
- Enterococchi.

Per le procedure di analisi si rimanda all'Appendice.

3.2 Sistemi di disinfezione

Un sistema di disinfezione è necessario per garantire il rispetto dei limiti microbiologici e l'accettabilità qualitativa dell'effluente in ambiente in uscita da un impianto di depurazione di acque reflue e acquisisce un ruolo fondamentale quando si tratta di attenersi a dei limiti estremamente più restrittivi, come quelli imposti dalle normative in merito al riutilizzo delle acque per scopo irriguo, destinate alla mitilicoltura o per il rischio sanitario connesso alla balneazione. Proprio per raggiungere questo ultimo obiettivo, la comunità scientifica ha approfondito molto la conoscenza dei meccanismi di disinfezione e delle tecniche operative e gestionali delle unità dedicate a tale compito. Inoltre, l'incremento delle concentrazioni di alcuni sottoprodotti (DBP) tossici, derivanti dall'uso di composti chimici tradizionali a base di cloro, rilevato nei ricettori idrici ha stimolato la ricerca di nuove tipologie di disinfettanti ad azione chimica e fisica. Di conseguenza sono stati ideati nuovi sistemi che sfruttano le potenzialità disinfettanti dell'acido peracetico (PAA), dell'acido performico (PFA), dell'ozono (O3) e dei raggi ultravioletti (UV).

Negli ultimi anni, gli agenti ossidanti più impiegati sono stati l'ipoclorito di sodio e il biossido di cloro ma, per le motivazioni espresse in precedenza, sono attualmente stati del tutto rimpiazzati dall'uso dell'acido peracetico per

la sua facilità di esercizio e per la scarsa tossicità dei suoi DBP. L'ozono, d'altra parte, anche essendo una molecola molto reattiva con qualsiasi composto riducente presenta, relativamente, elevati costi e rischi di produzione. Stessa problematica economica può essere associata all'impiego dei sistemi a raggi ultravioletti sia per i bassi livelli di torbidità richiesti sia per la scarsa efficacia a basse dosi, anche se questi sistemi hanno un impatto chimico-fisico sulla qualità delle acque pressoché nullo. Infine, l'acido performico, che è un composto studiato e applicato anche su grande scala soltanto nel recente periodo, risulta uno degli ossidanti più vantaggiosi in relazione al rapporto efficacia-costi ma presenta anch'esso alcune problematiche di produzione e stoccaggio in situ.

Tabella 10: Capacità ossidativa di alcuni reagenti chimici

AGENTE OSSIDANTE	POTENZIALE DI OSSIDAZIONE (eV*)
Ozono	2.07
Acido peracetico	1.81
Biossido di cloro	1.57
Ipoclorito di sodio	1.36

*elettronvolt

La scelta di un agente ossidante deve essere conseguita considerando diversi aspetti, da quello prettamente chimico-biologico a quello economico o legato alla sicurezza. Si deve essere a conoscenza, nei minimi dettagli, dell'ambiente in cui viene impiegato tale sistema, sia dal punto di vista ecologico (corpi ricettori sensibili, elevata presenza di zone industriali recapitanti) che antropico (vicinanza a zone turistiche o ad alta densità abitativa).

L'efficacia di un sistema di disinfezione è influenzata da diversi fattori tra i quali il tempo di contatto, il pH, la temperatura, concentrazione e tipologia dei microrganismi, concentrazione del disinfettante, presenza di sostanze interferenti come i solidi sospesi.

Lo scopo dell'esecuzione delle seguenti prove sperimentali di varie tecnologie di disinfezione di acque reflue è stato quello di studiare la fattibilità dell'applicazione di queste su CSO provenienti dalla rete fognaria e recapitanti nel fosso Rio Valloscura. L'idea basilare è quella di effettuare una disinfezione locale a valle degli sfioratori più critici, nonché applicare tale

procedura anche in vasche di accumulo situate presso l'impianto di depurazione di Lido di Fermo. A tal proposito sono state effettuate prove di laboratorio e prove in sito tramite la realizzazione e l'impiego di un impianto pilota. Queste hanno permesso di analizzare approfonditamente il grado di abbattimento percentuale e la riduzione logaritmica delle concentrazioni di Escherichia Coli ed Enterococchi in seguito all'applicazione di agenti chimici ossidanti, quali acido peracetico, performico e ozono, e agenti fisici come i raggi ultravioletti. La maggior parte delle prove sono state svolte su campioni in fase liquida costituiti da matrice di CSO simulate, ossia campioni composti da una frazione di refluo tal quale e una frazione di acqua di rubinetto. Si distinguono alcune prove in scala pilota che hanno visto l'impiego di refluo sul quale non è stata operata alcuna diluizione.

3.3 Prove di disinfezione in scala di laboratorio

3.3.1 Descrizione

Le prove descritte nei prossimi paragrafi sono state svolte nel laboratorio di Ingegneria Sanitaria ed Impianti Chimici Ambientali del dipartimento SIMAU dell'Università Politecnica delle Marche.

L'apparato sperimentale è stato identico per le prove con acido peracetico e performico, costituito da recipienti e miscelatori automatici che ne costituiscono le componenti principali, mentre quello implementato per l'uso dell'ozono si è differenziato dai precedenti per volume testato e per l'impiego di un sistema di diffusione del gas. Nel primo apparato i recipienti in polietilene hanno ospitato il volume di prova (in seguito denominato anche "volume di controllo") di 8 litri, ovvero la matrice liquida sulla quale sono stati eseguiti i test, e i miscelatori sono serviti a mantenere in agitazione quest'ultimo, in particolare le sue particelle solide, e consentire un adeguato contatto fisico tra le molecole dell'agente disinfettante e i batteri che, nella maggior parte dei casi, sono adesi ai solidi sedimentabili. Sono stati installati due recipienti e due miscelatori automatici perché i test con gli acidi citati sono stati eseguiti contemporaneamente allo scopo di omologare il più possibile le condizioni di prova.

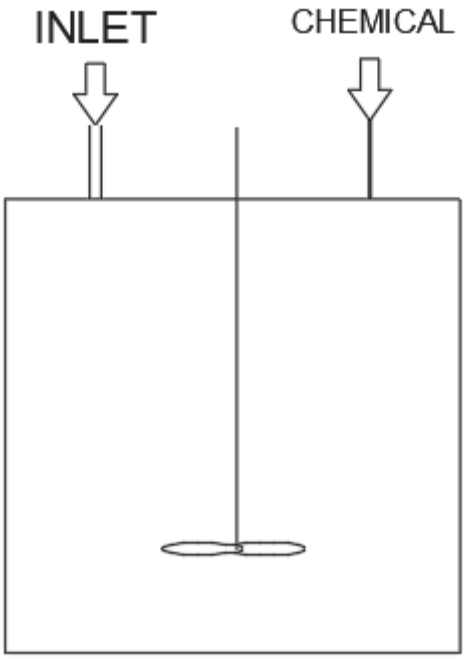


Figura 11: Schematizzazione dell'apparato di prova per PAA e PFA

Figura 12: Supporti e miscelatori

Figura 13: Recipienti ospitanti i volumi di prova

Per quanto riguarda il secondo apparato, esso non ha richiesto l'utilizzo di volumi di prova comparabili con i primi perché i tempi di contatto sono risultati molto inferiori e i campioni prelevati nel tempo non hanno determinato una variazione significativa del volume totale iniziale. Quindi è stato impiegato un becker di boro silicato da 4 litri. Il sistema di diffusione è stato realizzato con una pietra porosa del diametro di 5 cm posta sul fondo del becker. Si precisa che il sistema non è stato reso ermetico e pressurizzato per cui il refluo è stato sottoposto alla sola pressione atmosferica.

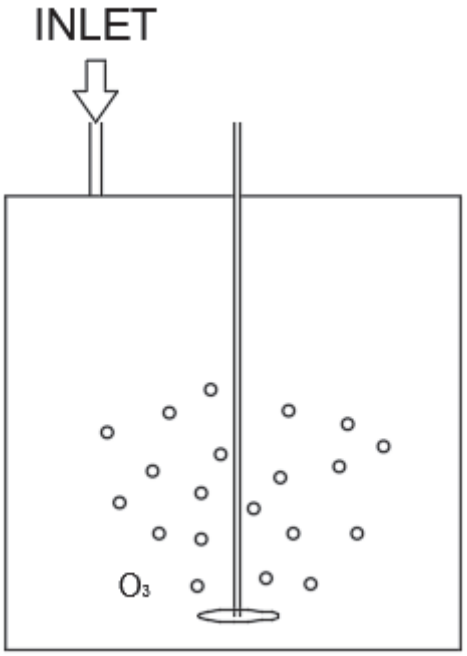


Figura 14: Schematizzazione dell'apparato di prova per ozono

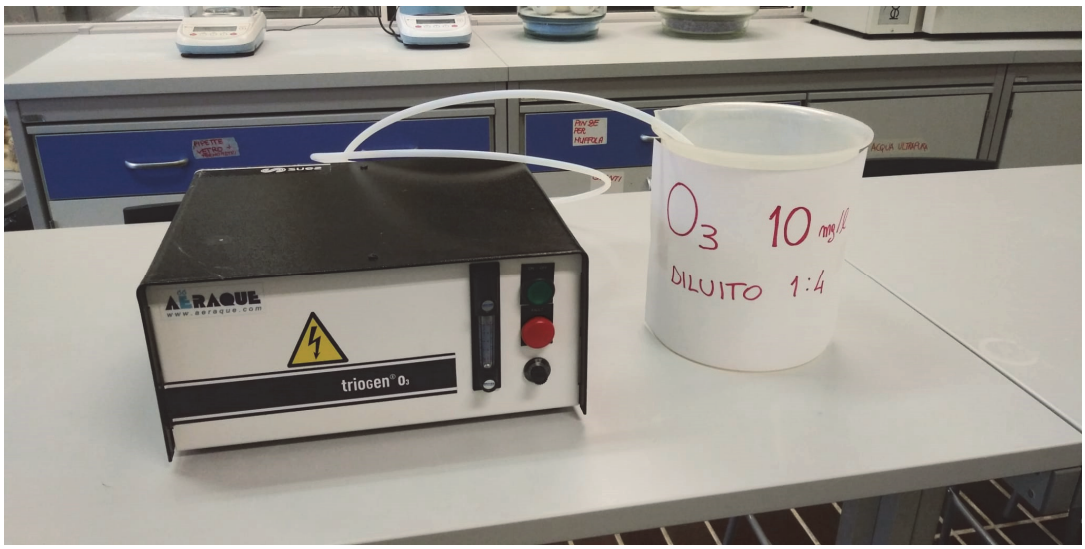


Figura 15: Ozonatore da laboratorio e recipiente ospitante il volume di prova

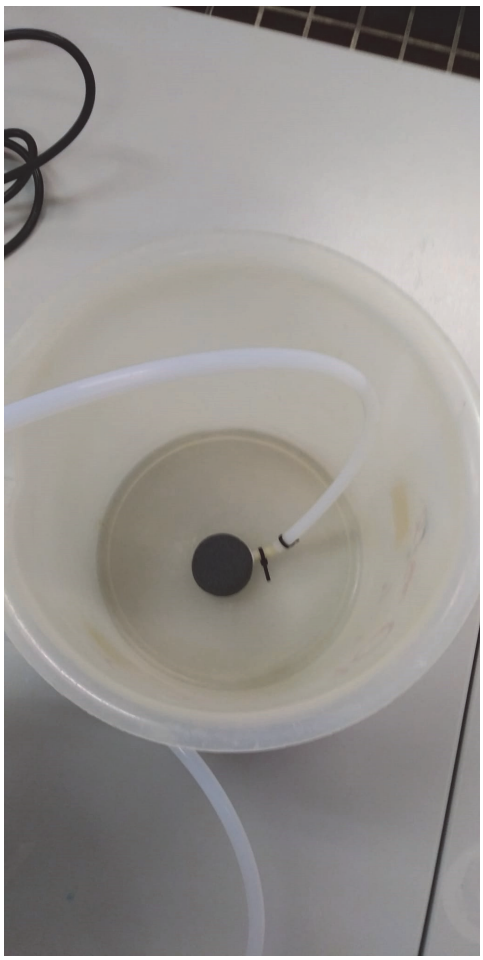


Figura 16: Sistema di diffusione dell'ozono tramite pietra porosa

Il predimensionamento di tale installazione è stato concretizzato in seguito ad una ricerca di letteratura scientifica sul tema (Tondera, 2015), assimilando i valori dei parametri operativi di un sistema sperimentale analogo e comparandolo con quello effettivamente disponibile in laboratorio.

Stessa procedura è stata utilizzata per definire la ricetta per la produzione dell'acido performico, mentre l'acido peracetico è stato acquistato già in una soluzione precostutita. L'ozono, d' altra parte, è stato prodotto direttamente durante lo svolgimento della prova e ha richiesto l'impiego di un ozonatore che ha trasformato l'ossigeno proveniente da una bombola.

3.3.2 Prove con acido peracetico

3.3.2.1 Sostanza chimica utilizzata

L’acido peracetico commerciale è disponibile come miscela acida quaternaria di equilibrio di acido peracetico (di seguito denominato PAA), perossido di idrogeno, acido acetico e acqua (Chhetri, 2014):

$$CH_3COOH + H_2O_2 \leftrightarrow CH_3CO_3H + H_2O$$

L’impiego di questo acido come reagente disinfettante nel settore del trattamento delle acque reflue è molto recente ed esso risulta particolarmente efficace contro i batteri ma meno contro i virus. Una nota negativa è rappresentata dalla sua notevole capacità corrosiva nei confronti dei materiali metallici e di alcune plastiche, nonché dalle proprietà comburenti. Confrontato con altri reagenti più tradizionali a base di cloro, esso presenta costi più elevati ma, in contrapposizione, ha un ampio range di applicabilità in termini di pH, temperatura e concentrazione di solidi sospesi risultando di facile applicazione, non essendo soggetto all’interferenza con le particelle sospese all’interno della matrice di acqua reflua.

Per quanto riguarda le condizioni operative, il PAA richiede, in genere, tempi di contatto superiori ai 30 minuti per raggiungere un’efficienza di rimozione elevata e le dosi necessarie sono superiori a quelle dei composti del cloro a parità di tempo di contatto. Esso produce pochi sottoprodotti, nessuno dei quali considerato tossico per la vita acquatica, e causa un aumento del COD nell’effluente finale.

3.3.2.2 Esecuzione della prova

In prima luogo, dopo aver predisposto l’attrezzatura di prova e tutto il materiale occorrente per il campionamento dei volumi da analizzare, sono stati pianificati:

- il rapporto di diluizione da adottare per la costituzione del volume di CSO simulato;
- gli intervalli di tempo in base a quali effettuare i campionamenti parziali;
- il dosaggio effettivo di acido da addizionare al volume di controllo in base alle caratteristiche del reagente a disposizione.

Come affermato in precedenza, i volumi di controllo sottoposti ad indagine sono costituiti da CSO simulati, ossia da acque di scolmo ricavate tramite diluizione di un volume iniziale di campione di influente di impianto. Questi CSO sono, dunque, meno rappresentativi di quelli di eventi realmente verificatisi nell'area di studio di Valloscura ma, ai fini dell'indagine sperimentale, non è stato ragionevolmente necessario captarle durante un evento di pioggia. Si è scelto di adottare un rapporto di diluizione di 1/4 perché esso costituisce il valore critico e minimo per il quale un CSO può essere sversato direttamente nel corpo idrico senza, teoricamente, causare variazioni qualitative apprezzabili perché considerata di caratteristiche molto prossime a quelle di un effluente di impianto. C'è da notare che questa ipotesi potrebbe essere confutata semplicemente dall'ispezione delle concentrazioni batteriche presenti in esse, che risultano essere molto elevate soprattutto in alcuni punti specifici. Ragion per cui deve essere chiarito che ogni corpo idrico, tenuto conto del moto ondoso, della velocità di moto delle correnti, della concentrazione di ossigeno disciolto, della flora e della tipologia di fondale presente, della sua estensione e della sua capacità, applica un'azione di disinfezione e di ulteriore diluizione, più o meno intensa, sulla carica batterica che riceve.

Gli intervalli di tempo per i prelievi, in fase di svolgimento della prova, sono stati decisi sulla base di valori di letteratura riguardanti i tempi di contatto minimi necessari alla completa ossidazione (Chhetri, 2014). La prima prova ha avuto una durata di 120 minuti, la seconda di 90 minuti, la terza di 20 minuti. La durata ha subito una diminuzione progressiva proporzionalmente all'aumento della concentrazione relativa del reagente nel volume di controllo, questo perché ci si aspetta una maggiore e più rapida efficacia dell'agente disinfettante. Le concentrazioni di PAA adottate sono state di 2 mg/l nella prima prova, 4 mg/l nella seconda prova e 6 mg/l nella terza. Esse sono da intendere come concentrazioni di acido all'interno del volume di prova e non come concentrazione assoluta del composto chimico.

Tabella 11: Dati di letteratura utilizzati per stimare il valore dei parametri di prova con PAA

BACTERIAL SPECIES	APPLIED DOSE [mg/l*min]	APPLIED CONCENTRATION [mg/l]	CONTACT TIME [min]	BACTERIAL CONCENTRATION INFLOW [ufc/100 ml]	LOG REDUCTION [-]	BACTERIAL CONCENTRATION OUTFLOW [ufc/100 ml]	Reference
E. Intestinali	900	2.5	360	400'000	4.0	40	Chhetri 2014
E. Intestinali	720	2	360	400'000	3.2	243	CALCOLO
E. Coli	900	2.5	360	1'500'000	4.0	150	Chhetri 2014
E. Coli	720	2	360	1'500'000	3.2	912	CALCOLO

Il volume effettivo di acido da dosare è stato calcolato partendo dai valori di densità e titolo del composto e rapportando questi al volume di prova e alla concentrazione di PAA desiderata all'interno di esso.

Tabella 12: Determinazione del dosaggio di acido per prove con concentrazione di PAA di 2 mg/l

Prove di disinfezione di CSO simulate con Acido Peracetico (PAA)																
Rapporto di diluizione	Volume refluo	Volume acqua	Tempo di contatto							Concentrazione nel volume di prova	Titolo	Densità	Volume	Dosaggio	Dosaggio effettivo	
-	l	l	min							mg/l	%	kg/l	l	g	g	ml
1/4	2	6	5	10	20	30	60	90	120	2	15	1.14	8	0.016	0.1067	0.0936

Tabella 13: Determinazione del dosaggio di acido per prove con concentrazione di PAA di 4 mg/l

Prove di disinfezione di CSO simulate con Acido Peracetico (PAA)																
Rapporto di diluizione	Volume refluo	Volume acqua	Tempo di contatto							Concentrazione nel volume di prova	Titolo	Densità	Volume	Dosaggio	Dosaggio effettivo	
-	l	l	min							mg/l	%	kg/l	l	g	g	ml
1/4	2	6	5	10	20	30	60	90	-	4	15	1.14	8	0.032	0.2133	0.1871

Tabella 14: Determinazione del dosaggio di acido per prove con concentrazione di PAA di 6 mg/l

Prove di disinfezione di CSO simulate con Acido Peracetico (PAA)																
Rapporto di diluizione	Volume refluo	Volume acqua	Tempo di contatto							Concentrazione nel volume di prova	Titolo	Densità	Volume	Dosaggio	Dosaggio effettivo	
-	l	l	min							mg/l	%	kg/l	l	g	g	ml
1/4	2	6	5	10	20	-	-	-	-	6	15	1.14	8	0.048	0.3200	0.2807

Dopo aver stabilito le impostazioni di prova, avendo già il PAA come composto predisposto, si è provveduto alla formazione dei CSO simulati per un volume pari a 8 litri. Il volume di controllo è stato posto all'interno di un recipiente di polietilene e sottoposto ad una debole miscelazione che è stata costante per tutto il periodo di prova. Dopo alcuni minuti, è stato prelevato un primo campione di volume pari a 250 ml circa, come tutti gli altri successivi, per consentire l'analisi delle concentrazioni iniziali di E. Coli ed enterococchi. Esso è stato estratto tramite una bottiglia di vetro sterile e successivamente versato all'interno di un'altra bottiglia di PEHD sterile con tiosolfato e riposto in un contenitore refrigerato.

Figura 17: Bottiglia sterile in vetro per prelievi e bottiglia sterile in PEHD per conservazione campione

In seguito a questa prima fase, si è dato inizio alla prova vera e propria, avviando un cronometro e, nello stesso istante, dosando con una pipetta di vetro il volume di PAA prestabilito. Rispettando i tempi di contatto fissati in precedenza, sono stati effettuati tutti gli altri prelievi con la stessa tecnica del primo. L'unica sostanziale differenza con il primo campione consiste nell'effetto del tiosolfato che, in questi casi, ha bloccato l'azione disinfettante del PAA consentendo una stima della concentrazione batterica finale esente da errori significativi. L'effettiva efficacia del tiosolfato (che restituisce una concentrazione di 20 mg/l su un volume di 500 ml) è stata confermata dai risultati ottenuti su due campioni aggiuntivi prelevati dopo 5

e 120 minuti dall'inizio della prova con due bottiglie dalle quali è stato asportato il film di tiosolfato.

Tabella 15: Confronto tra valori di concentrazione di E. Coli ed Enterococchi di campioni conservati in bottiglie con e senza tiosolfato.

Dilution ratio	**Test volume**	**Escherichia Coli**			**Enterococci**		
1/4	**8 l**			Without thiosulfate			Without thiosulfate
	Contact time	C in	C out	C out	C in	C out	C out
	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]
	0	210'000	210'000		50'000	50'000	
	5		10'000	640		20'000	8'100
	10		5'800			40'000	
	20		670			25'000	
	30		510			25'000	
	60		310			5'400	
	120		430	640		5'300	8'100

Si nota che per la specie degli Enterococchi, a tempi di prova molto lunghi, la concentrazione batterica nel campione senza tiosolfato tende ad incrementarsi rispetto a quella nel campione con tiosolfato. Questo potrebbe essere dovuto a riproduzioni di colonie, limitatamente agli spazi dove l'agente disinfettante ha avuto un effetto più debole, che comporta una locale sovrastima della concentrazione.

3.3.3 Prove con acido performico

3.3.3.1 Sostanza chimica utilizzata

L'acido performico (di seguito denominato PFA) è disinfettante con un ampio ambito di applicazione in grado di inattivare batteri, virus e funghi. Fino ad ora è stato usato prevalentemente per scopi medico-chirurgici e alimentari ma è diventato, negli ultimi anni, di evidente interesse per il trattamento terziario di acque reflue. In Italia, è stato testato anche su scala reale nell'impianto di Caorle (Ragazzo, 2013), dando il via ad una serie di sperimentazioni internazionali in scala di laboratorio, pilota e piena scala.

Si tratta di un prodotto molto instabile che viene generato in situ, se necessario, come una miscela quaternaria di equilibrio di acido performico, acido formico, perossido di idrogeno e acqua:

$CH_2O_2 + H_2O_2 \leftrightarrow CH_2O_3 + H_2O$

I prodotti della degradazione del PFA sono l'acqua e l'acido formico che non è tossico per la fauna acquatica ed è facilmente biodegradabile (Gehr, 2009) e (USEPA, 2001).

3.3.3.2 Esecuzione della prova

Relativamente all'allestimento e all'esecuzione della prova con l'utilizzo del PFA, essa è stata analoga a quella descritta in precedenza. I parametri adottati, anch'essi ricavati da letteratura scientifica (Chhetri, 2014), sono stati i seguenti:

- rapporto di diluizione, per la costituzione del volume di CSO simulato, pari a 1/4;
- intervalli di tempo, in base ai quali effettuare i campionamenti parziali, pari a:
    - 5, 10, 20, 30, 60, 90 e 120 minuti per la prova con concentrazione di PFA di 2 mg/l;
    - 5, 10, 20 minuti per la prova con concentrazione di PFA di 4 mg/l;
- dosaggio effettivo di acido da addizionare, uguale a:
    - 0.15 ml per ottenere una concentrazione nel volume di controllo pari a 2 mg/l
    - 0.30 ml per ottenere una concentrazione nel volume di controllo pari a 4 mg/l.

Tabella 16: Dati di letteratura utilizzati per stimare i valori dei parametri di prova con PFA

BACTERIAL SPECIES	APPLIED DOSE [mg/l*min]	APPLIED CONCENTRATION [mg/l]	CONTACT TIME [min]	BACTERIAL CONCENTRATION INFLOW [ufc/100 ml]	LOG REDUCTION [-]	BACTERIAL CONCENTRATION OUTFLOW [ufc/100 ml]	Reference
E. Intestinali	40	2	20	107'160	2.7	195	Chhetri 2014
E. Intestinali	80	4	20	106'453	3.6	28	Chhetri 2014
E. Intestinali	80	4	20	322'787	3.0	338	Chhetri 2014
E. Intestinali	67	3	20	178'800	3.1	187	MEDIA
E. Intestinali	40	2	20	178'800	2.2	1'140	CALCOLO
E. Intestinali	80	4	20	178'800	3.8	31	CALCOLO
E. Coli	40	2	20	1'683'847	4.7	36	Chhetri 2014
E. Coli	80	4	20	1'629'521	5.6	4	Chhetri 2014
E. Coli	80	4	20	5'870'000	4.0	587	Chhetri 2014
E. Coli	66.7	3.3	20	3'061'123	4.8	209	MEDIA
E. Coli	40	2	20	3'061'123	2.9	3'829	CALCOLO
E. Coli	80	4	20	3'061'123	5.0	33	CALCOLO

Tabella 17: Determinazione del dosaggio di acido per prove con concentrazione di PFA di 2 mg/l

Prove di disinfezione di CSO simulate con Acido Performico (PFA)																
Rapporto di diluizione	Volume refluo	Volume acqua	Tempo di contatto							Concentrazione nel volume di prova	Titolo	Densità	Volume	Dosaggio	Dosaggio effettivo	
-	l	l	min							mg/l	%	kg/l	l	g	g	ml
1/4	2	6	5	10	20	30	60	90	120	2	9	1.18	8	0.016	0.1778	0.1507

Tabella 18: Determinazione del dosaggio di acido per prove con concentrazione di PFA di 4 mg/l

Prove di disinfezione di CSO simulate con Acido Performico (PFA)															
Rapporto di diluizione	Volume refluo	Volume acqua	Tempo di contatto							Concentrazione nel volume di prova	Titolo	Densità	Volume	Dosaggio	Dosaggio effettivo	
-	l	l	min							mg/l	%	kg/l	l	g	g	ml
1/4	2	6	5	10	20	-	-	-	-	4	9	1.18	8	0.032	0.3556	0.3013

In questo caso l'agente ossidante non era un composto precostituito ma è stato necessario prepararlo in laboratorio. Si è scelto di seguire la procedura di Gehr, (Gehr, 2009), qui riportata in forma rielaborata:

Occorrente:

- 1 Beuta da 50 ml
- 1 Beuta da 100 ml
- 35 ml di Perossido di idrogeno al 50% W/W
- 50 ml di Acido formico all' 85% in peso
- 4,7 ml di Acido solforico al 95-98% W/W
- Acqua distillata

Procedimento per la preparazione:

1) In una beuta da 50 ml versare 35 ml di perossido di idrogeno (50% W/W)
2) Portare a volume con acqua distillata fino a raggiungere i 50 ml (per diluire il perossido di idrogeno a 35% W/W)
3) In una beuta da 100 ml versare 50 ml di acido formico (85% in peso)
4) Versare 4,7 ml di acido solforico (95-98% W/W) come catalizzatore
5) Portare la temperatura della miscela al di sotto dei 20° C con un bagno d'acqua
6) Durante la fase di raffreddamento versare lentamente la soluzione di perossido di idrogeno all'interno della miscela
7) Mantenere la miscela alla temperatura di 20° C per 90 minuti

La soluzione di PFA ottenuta possiede un titolo pari a 9% W/W e una densità di 1,18 g/cm3

DETERMINAZIONE DELLA CONCENTRAZIONE

Procedimento:

1) In una beuta versare un'aliquota di acido performico
2) Versare 5 ml di ioduro di potassio al 10%, 3 gocce di eptamolibdato di ammonio al 3% e un 1 ml di amido all'1%
3) Titolare dosando tiosolfato di sodio (0,1 N) goccia a goccia fino ad un viraggio dal marrone scuro all'arancione.
4) Calcolare la concentrazione di PFA con la seguente formula:
   HCOOOH (% in peso) = (V2*N2*t2*E2*100%)/m2

dove:

V2 = consumo di tiosolfato di sodio in ml

N2 = effettiva normalità del tiosolfato di sodio

t2 = titolo del tiosolfato di sodio

E2 = peso equivalente dell'acido performico (62/2 = 31)

m2 = peso del campione di acido performico in mg

3.3.4 Prove con ozono

3.3.4.1 Sostanza chimica utilizzata

L'ozono si è presentato fin da subito come una valida alternativa alle tradizionali tecniche per la disinfezione di acque reflue all'interno di impianti in scala industriale. Esso è un composto chimico molto potente che produce radicali liberi con elevato potere ossidante. Reagisce prontamente contro batteri, virus e alghe e, in generale, con tutte le sostanze riducenti. A valle del suo campo d'azione restituisce principalmente sottoprodotti ossidati ma anche alcuni composti organici come chetoni e aldeidi, quest'ultimi considerati potenzialmente cancerogeni e che si formano a bassi valori di pH, e altri composti tossici risultanti dalla reazione con eventuali pesticidi ed erbicidi presenti.

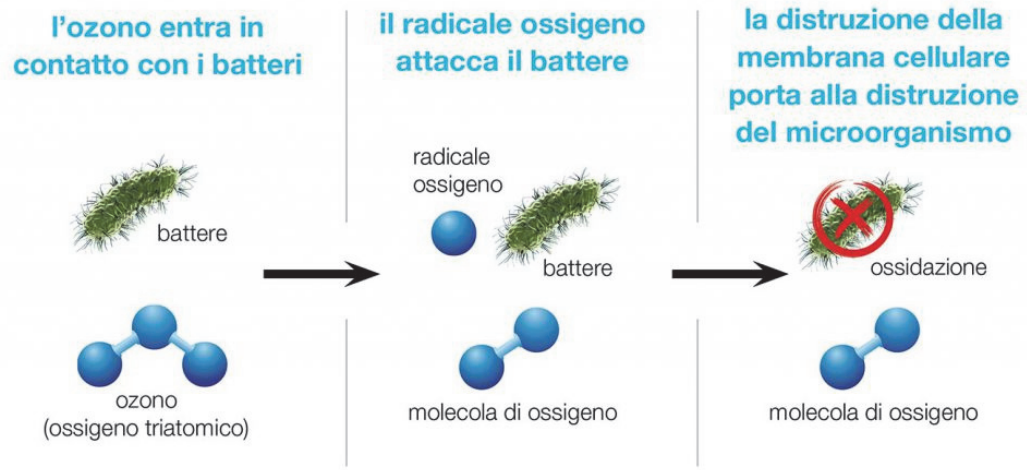


Figura 18: Modalità di interazione dell'ozono con i microrganismi

Tuttavia, è un composto non stabile e deve essere prodotto nello stesso luogo di utilizzo, impiegando aria ambiente pretrattata od ossigeno puro e viene generato facendo passare un flusso di fluido gassoso, da una di queste due fonti, attraverso un arco elettrico generato con elettrodi ad alta tensione (10 – 20 kV).

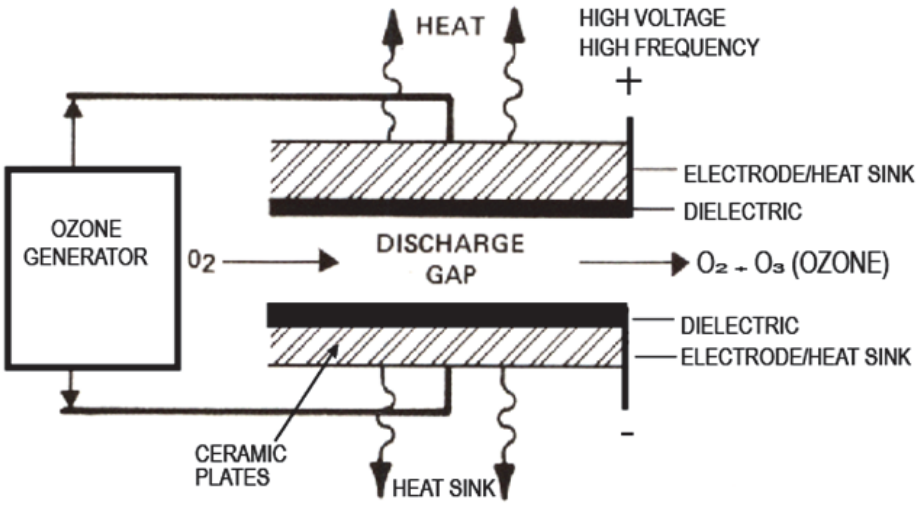


Figura 19: Schematizzazione del processo di produzione dell'ozono

Il suo utilizzo ordinario è limitato solo dagli alti costi di investimento infrastrutturale e gestione del processo produttivo (10-15 kg O2/kg O3; 8-15 kWh/kg O3).

Figura 20: Ozonatore impiegato per le prove di laboratorio

3.3.4.2 Esecuzione della prova

La prova è stata sviluppata in 3 fasi principali successive (vedi anche procedura a seguito) ad una preliminare di preparazione, nella quale è stato preparato il campione di CSO, il materiale occorrente per i prelievi intermedi programmati ed installato il sistema di produzione di ozono come riportato nella procedura descritta successivamente. Come gas vettore è stato utilizzato l'ossigeno puro al 96%, mentre come terminale di diffusione è stata collegata una pietra porosa con un diametro di 5 centimetri circa. La matrice liquida di CSO è stata simulata, come per le precedenti prove, miscelando predeterminati volumi di refluo, prelevato all'ingresso dell'impianto di depurazione, con volumi di acqua di rubinetto per ottenere 4 litri di volume totale con coefficiente di diluizione pari a 1/4. Infine, sono state predisposte le bottiglie sterili in vetro per il campionamento diretto, le bottiglie sterili con tiosolfato e il box refrigerato per la conservazione dei campioni.

OPERAZIONI DA EFFETTUARE A GENERATORE SCOLLEGATO DALLA RETE ELETTRICA:

1 – Collegare il tubicino, collegato alla bombola dell'ossigeno chiusa, alla presa di ingresso (INLET) posta sul retro del generatore.

2 – Collegare il tubicino, collegato alla pietra porosa, alla presa di uscita (OUTLET) posta sul retro del generatore.

OPERAZIONI DA EFFETTUARE A GENERATORE COLLEGATO ALLA RETE ELETTRICA:

1 – Aprire la bombola dell'ossigeno e impostare, sul riduttore, il valore di pressione a 0,27 bar circa e/o regolarlo in base al valore di portata dell'ossigeno che si intende fornire al generatore. Tale valore è indicato immediatamente al di sotto della sferetta metallica presente nel flussimetro situato sul frontalino del generatore.

2 – Immergere la pietra porosa all'interno di un becker pieno d'acqua.

3 – Accendere il generatore premendo il tasto ON-OFF sul frontalino e aspettare che questo si illumini, segnale che indica la produzione di ozono.

4 – Impostare il valore di SET ruotando la manopola presente sul frontalino. Tale valore viene individuato, dal seguente grafico, in base alla concentrazione di ozono che si vuole ottenere all'interno del volume di prova.

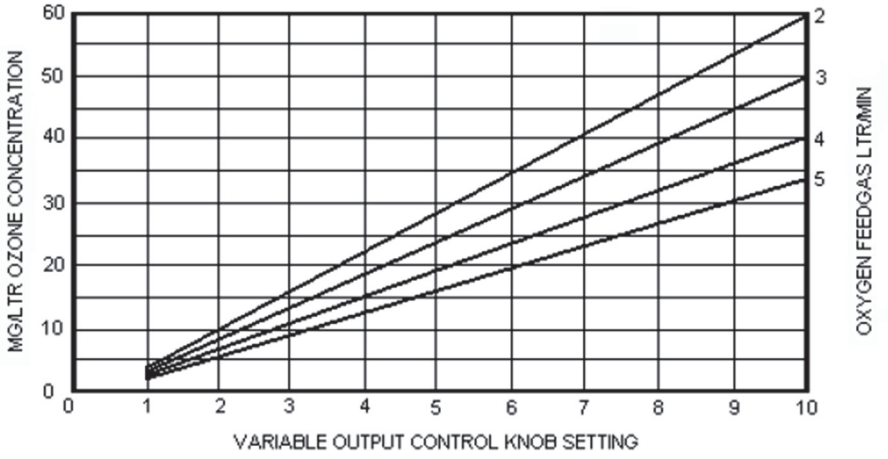
Uso del grafico:

Individuare, sull'asse delle ordinate a destra, il valore della portata di ossigeno fornita al generatore e di conseguenza identificare una semiretta.

Individuare, sull'asse delle ordinate a sinistra, il valore della concentrazione di ozono desiderata all'interno del volume di prova;

Intersecare il valore di concentrazione di ozono con la semiretta prescelta e identificare il valore di SET sull'asse delle ascisse.

N.B.: Se si usa, come gas vettore, aria invece che ossigeno puro occorre utilizzare un grafico alternativo presente sul manuale delle istruzioni.



5 – Lasciare il generatore in produzione per almeno 10 minuti per ottenere delle condizioni operative regolari.

6 – Immergere la pietra porosa nel volume di prova avendo cura di posizionarla sul fondo e al centro del contenitore.

7 – Alla fine della prova reimmergere la pietra porosa nel becker con acqua e successivamente spegnere il generatore.

Come si può osservare, è presente un piano cartesiano nel quale sulle ordinate c'è, a sinistra, la concentrazione di ozono e, a destra, la portata del flusso di ossigeno fornita, mentre sulle ascisse sono espressi i valori di impostazione della manopola di regolazione. Dunque, durante la seconda fase, è stato necessario settare l'ozonatore avendo a disposizione i parametri suddetti ottenuti, nella prima fase di ricerca, da dati di letteratura inerenti a prove di disinfezione con ozono su matrici di CSO simulati effettuate da altri istituti (Tondera, 2015). Essi sono stati riportati nella tabella in basso:

Tabella 19: Dati di letteratura utilizzati per stimare i valori dei parametri di prova con ozono

BACTERIAL SPECIES	APPLIED DOSE [mg/l]	CONTACT TIME [sec]	INFLOW BACTERIAL CONCENTRATION [ufc/100 ml]	LOG REDUCTION [-]	OUTFLOW BACTERIAL CONCENTRATION [ufc/100 ml]	Reference
E. Coli	10	15	4'000'000	3.4	7'000	Tondera 2015
E. Intestinali	10	15	100'000	3.1	60	Tondera 2015
E. Coli	15	15	4'000'000	3.4	3'000	Tondera 2015
E. Intestinali	15	15	100'000	3.1	80	Tondera 2015

Dall'analisi di questi sono stati assunti i valori di concentrazione di ozono desiderati nel volume di prova e i tempi di contatto. Successivamente, con l'uso del grafico, sono stati dedotti i valori di portata del flusso di ossigeno da fornire all'ozonatore e di SET da impostare sulla manopola di regolazione dell'intensità di corrente equivalente. Questi ultimi sono stati derivati sia per la prova con dosaggio di ozono di 10 mg/l sia per quella con dosaggio di 15 mg/l. Una sintesi è riportata nelle tabelle seguenti:

Tabella 20: Valori di impostazione dell'ozonatore per prove con dosaggio di 10 mg/l

Dilution ratio	**1/4**	**Test volume**	**4 l**	
SET	Q O2	O3 Concentration	Contact time	Dose
	[l O2/min]	[mg/l]	[min]	[mg/ls]
3	5	10	7	4200
3	5	10	15	9000

Tabella 21: Valori di impostazione dell'ozonatore per prove con dosaggio di 15 mg/l

Dilution ratio	**1/4**	**Test volume**	**4 l**	
SET	Q O2	O3 Concentration	Contact time	Dose
	[l O2/min]	[mg/l]	[min]	[mg/ls]
3	2	15	7	6300
3	2	15	15	13500

Nella terza e ultima fase è stata condotta la prova vera e propria insufflando, in un primo momento, ozono all'interno di un becker con acqua di rubinetto per consentire all'ozonatore di raggiungere le condizioni di regolarità operativa. Al contempo è stato prelevato un primo campione di 250 ml circa all'interno del becker contenente il volume di prova per effettuare le analisi sulla concentrazione dei parametri microbiologici. Dopodiché, nello stesso istante in cui la pietra porosa è stata posizionata centralmente sul fondo del becker con il volume di controllo, è stato avviato il cronometro. Non si è ritenuto necessario svolgere un'azione di miscelazione perché la diffusione stessa delle bolle di gas è stata sufficiente a tenere in sospensione i solidi e la biomassa presente nel fluido.
I prelievi intermedi sono stati eseguiti a 7 e a 15 minuti, come desunto dai tempi di contatto in letteratura.

3.4 Prove di disinfezione in scala pilota

3.4.1 Descrizione

Le prove di disinfezione in scala pilota sono state svolte all'interno dell'area di pertinenza dell'impianto di depurazione di Lido di Fermo, immediatamente a monte dell'impianto di sollevamento interno. Questo punto è stato riconosciuto come idoneo per via della vicinanza alla sezione scoperta del canale di ingresso dei liquami. Infatti, questi sono stati utilizzati come matrici di prova e prelevati in discontinuo a seconda del tempo di contatto di ogni specifica unità.

L'impianto pilota è stato ideato e realizzato per compiere delle simulazioni di disinfezione con l'utilizzo di un piccolo sistema a raggi UV che è stato fatto precedere da due unità di filtrazione in parallelo. Esse sono risultate necessarie, come da buona pratica progettuale e operativa, per eliminare parte dei solidi sospesi ed incrementare il valore di trasmittanza (espresso in %) dei raggi ultravioletti.

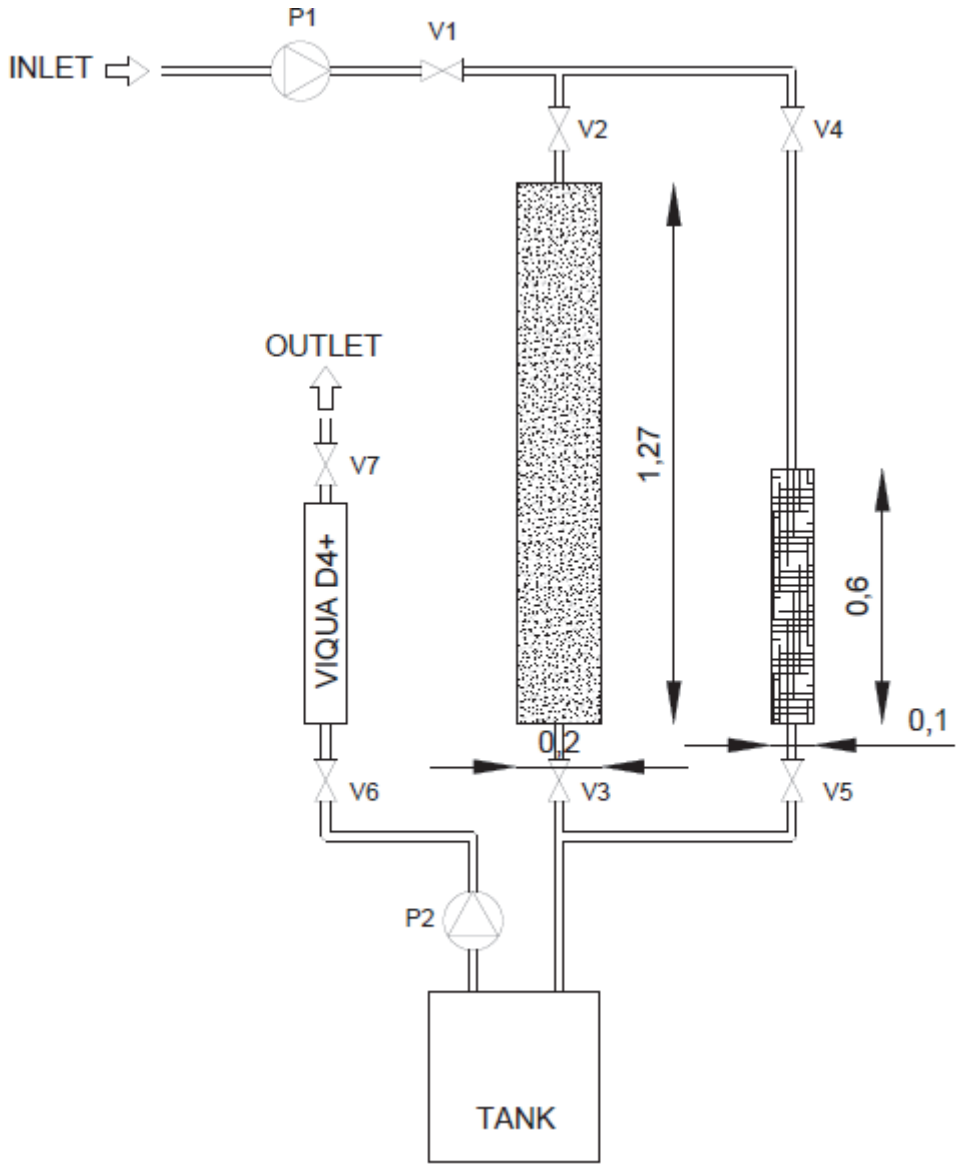


Figura 21: Schematizzazione del sistema pilota

Si è scelto, dunque, di costituire un'unità di filtrazione a sabbia e una a tela. La prima è stata realizzata tramite un cilindro di PVC rigido alto 150 centimetri circa, con diametro nominale di 20 centimetri e terminante, nella parte inferiore, con un manicotto di PVC con annesso il foro di uscita laterale dell'effluente. Nella zona di connessione tra il cilindro e il manicotto era presente una piastra in materiale composito con fori del diametro di circa 5 millimetri. Al di sopra di essa è stata posizionata una griglia metallica con maglie di dimensioni di poco inferiori al millimetro, tali da non consentire il passaggio delle particelle sabbiose. La sabbia con la quale è stato riempito il tubo cilindrico, fino ad un'altezza di 120 centimetri circa, è di tipo quarzifero con un diametro medio di 1 millimetro e range di variabilità dimensionale tra 0,8 e 1,2 millimetri. In realtà, alle estremità del

cilindro, per una lunghezza di circa 10 centimetri, è stata posta della ghiaia grossolana per due scopi differenti. Il primo riempimento, partendo dal basso, è servito per evitare la compattazione della sabbia sul fondo che, potenzialmente, avrebbe potuto rallentare o impedire la filtrazione della portata effettiva di progetto. Il secondo è stato utile a dissipare l'energia del getto del flusso in entrata che, se fosse stato a contatto diretto con lo strato di sabbia, avrebbe creato delle vie di filtrazione preferenziale e delle distribuzioni non uniformi della colonna d'acqua sovrastante.

Figura 22: Filtro a sabbia

Figura 23: Sabbia quarzifera monogranulare da 1 mm

La seconda linea di filtrazione, concepita allo scopo di effettuare un confronto di rendimento tra le due applicazioni tecnologiche, è consistita in un cilindro di PVC rigido per il contenimento temporaneo dell'influente e un disco filtrante di nylon. Il tubo cilindrico aveva un diametro di 10 centimetri e un'altezza di 60 centimetri circa e presentava anch'esso un manicotto nella parte inferiore con foro di uscita sottostante. Al centro di questo è stato collocato il disco filtrante a tela di nylon con mesh di 250 µm.

Figura 24: Filtro a tela

Figura 25: Tela in nylon con mesh da 250 µm

A valle della filtrazione è stato installato un piccolo sistema di disinfezione con tecnologia a raggi ultravioletti, della casa produttrice Viqua, con dimensione di 50 centimetri circa di altezza, 10 centimetri di diametro e un volume utile di 2,85 litri. Esso era dotato di una singola lampada UV in grado di generare una radiazione ad onde corte e a bassa pressione derivata da una scarica elettrica in vapore di mercurio. Gli atomi di mercurio eccitati, contenuti all'interno del cilindro di vetro sigillato (mostrato in Figura 28), emettono una radiazione ultravioletta. Il flussaggio avviene in upflow attraversando, in continuo, tutto il volume del cilindro di acciaio e subendo, contemporaneamente, l'azione dei raggi UV prodotti dalla lampada. Questo processo può essere schematizzato come un reattore di tipo "plug flow" caratterizzato dalla dimensione longitudinale predominante così da avere idealmente una perfetta miscelazione in ogni sezione ortogonale a tale direzione. L'influente viene pompato con continuità e permane all'interno del reattore per un tempo calcolabile tramite il rapporto tra il volume e la portata introdotta. In questo tipo di reattore ci sono condizioni diverse da una zona all'altra.

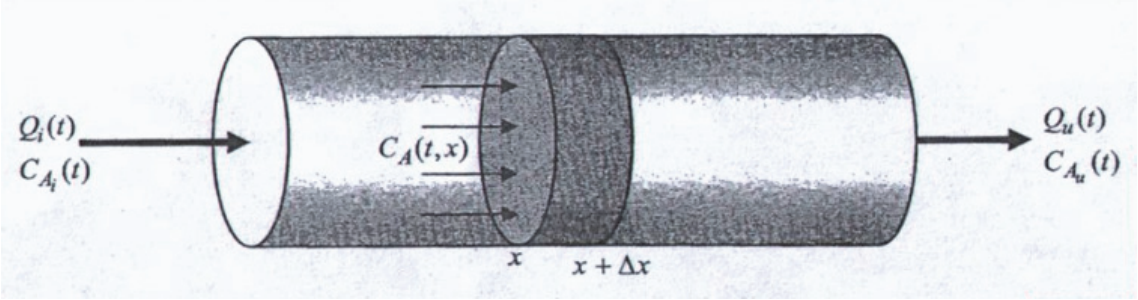


Figura 26: Schematizzazione del funzionamento di un reattore di tipo plug flow

Dove:

- Qi(t) e Qu(t) sono le portate volumetriche in entrata e in uscita dal reattore;
- CAi(t) e CAu(t) sono le concentrazioni delle portate volumetriche in entrata e in uscita dal reattore;
- V è il volume presente nel reattore;
- x è l'ascissa in senso longitudinale.

I valori dei parametri operativi, ai quali questo modello può lavorare, sono riportati nelle tabelle estrapolate dal manuale tecnico.

Figura 27: Sistema a raggi ultravioletti

Figura 28: Lampada ai vapori di mercurio contenuta nel sistema a UV

Tabella 22: Valori dei parametri tecnici operativi del sistema a raggi UV

Operating Parameters	General (All Models)
Maximum operating pressure	125 PSI (862 kPa)
Minimum operating pressure	4 PSI (27.5 kPa)
Maximum ambient air temperature	122 °F (50 °C)
Minimum ambient air temperature	32 °F (0 °C)
Maximum humidity	100%
Maximum hardness	120 ppm (7 grains per gallon)
Maximum iron	0.3 ppm
UVT	Minimum 75%
Installation	Vertical or horizontal*
Flow Restrictor	-
NSF Certification	-
Rated service life of lamp	1 year
UV System Certification	c UL us LISTED CE
* Systems with sensors must be installed vertically.	

Model		D4 Premium/D4+ D4-V+
Flow Rate	Maximum rated flow at dose of 16 mJ/cm^2 @ 95% UVT	23 gpm (87 lpm) (5.22 m^3/hr)
	Maximum rated flow at dose of 30 mJ/cm^2 @ 95% UVT	12 gpm (45 lpm) (2.73 m^3/hr)
	Maximum rated flow at dose of 40 mJ/cm^2 @ 95% UVT	9 gpm (34 lpm) (2.04 m^3/hr)
	Rated flow for NSF Std 55, Class B (-V versions only)	8.9 gpm (33.7 lpm) (2.02 m^3/hr)
	Maximum rated flow at dose of 16 mJ/cm^2 @ 50% UVT	-
	Maximum rated flow at dose of 30 mJ/cm^2 @ 50% UVT	-
	Maximum rated flow at dose of 40 mJ/cm^2 @ 50% UVT	-
Electrical	Voltage	100-240V AC
	Frequency	50/60 Hz
	Max. current	1.0 Amp
	Max. power consumption	50 Watts
	Lamp power	40 Watts
Other	UV Chamber Material	304 SST
	Inlet/Outlet	3/4" NPT

L’impianto pilota, presentato in Figura 30 nella sua forma aggregata, è stato preliminarmente dimensionato in maniera indipendente in ogni singola unità operativa. Questo perché esso non riceve un flusso in continuo ma è stato fatto lavorare ad intervalli irregolari. L’effluente prodotto dalla filtrazione su sabbia e su tela è stato accumulato, momentaneamente, in taniche prima di essere introdotto nel sistema ad UV.

Figura 29: Serbatoio di stoccaggio con pompa sommergibile

Come si può osservare nella tabella in basso, il filtro a sabbia è caratterizzato da un HRT variabile da un minimo di 8 minuti ad un massimo di 24 minuti, mentre quello a tela ha solo un effetto di separazione statica. Per quanto concerne l’apparato di disinfezione, i tempi di contatto, per le tre diverse prove effettuate, sono stati determinati in base alla dose di UV applicata. In pratica per applicare una dose maggiore è stato necessario far passare una portata minore all’interno del cilindro di acciaio e questo corrisponde esattamente ad un maggiore tempo di contatto. È doveroso precisare che, per eseguire tali calcoli, si è dovuto stimare il valore di trasmittanza percentuale dell’influente al sistema UV che è stato fissato al

40%, in linea con i valori riportati da altri reflui fognari dopo processo di filtrazione.

Tabella 23: Caratteristiche e valori di impostazione delle singole unità dell'impianto pilota

FILTRO A SABBIA		
Contact time	min	8
Volume	l	40
HRTmax	min	24
HRTmin	min	8
Area	cm2	314
Height	cm	127

FILTRO A TELA		
Mesh size	µm	250

UV						
Lamp Volume	Diluition ratio	UVT	Intensity	Dose	Flowrate	Contact time
l	-	%	mW/cm2	mJ/cm2	m3/h	s
2.85	1/4	40	2.5	85.5	0.3	34
2.85	1/4	40	2.5	128.3	0.2	51
2.85	1/4	40	2.5	256.5	0.1	103

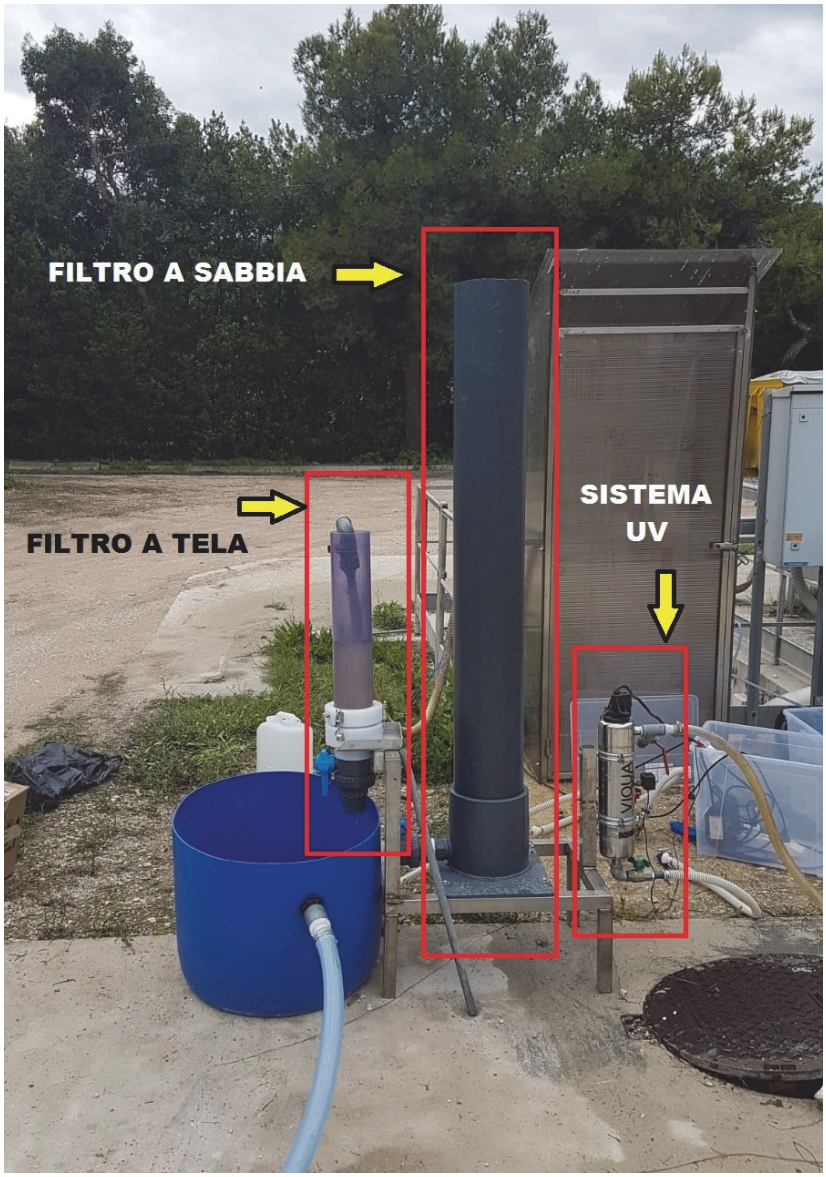


Figura 30: Impianto pilota suddiviso nelle diverse unità operative

3.4.2 Prove con sistema a raggi UV

3.4.2.1 Tecnologia di disinfezione utilizzata

Tra le tecnologie di disinfezione di tipo fisico la più diffusa è, sicuramente, quella che fa uso dei raggi ultravioletti (raggi UV). Questa applicazione richiede, soprattutto per il trattamento di acque reflue, una pre-filtrazione e/o l'impiego di reagenti chimici coagulanti al fine di incrementare il valore di trasmittanza (UVT) ossia, nel caso specifico, la capacità del liquido di lasciarsi attraversare dai raggi UV e, di conseguenza, renderne più efficiente l'azione.

Tra i vantaggi di questo impiego ci sono la più che buona efficacia contro i batteri fecali e la completa assenza di generazione di sottoprodotti. Uno svantaggio significativo è l'elevato assorbimento energetico, rispetto ad altri sistemi di disinfezione, che si attesta tra il 15% e il 40% in più del consumo specifico totale (kWh/m3).

La luce ultravioletta è una componente naturale della luce solare e si colloca tra il campo della luce visibile e quello dei raggi X, all'incirca tra i 100 e i 400 nm di lunghezza d'onda all'interno dello spettro elettromagnetico. Essa possiede la facoltà di inattivare la riproduzione batterica tramite la distruzione del DNA e RNA contenuto nel nucleo cellulare. Non è quindi escluso, a valle del processo, un aumento, seppur contenuto, del numero delle colonie batteriche, considerando il fatto che l'azione dei raggi non agisce mai con intensità costante e uniforme su un determinato volume.

Per le varie applicazioni, tra le quali anche quelle su acque reflue, la radiazione UV deve essere prodotta artificialmente tramite lampade ai vapori di mercurio. La disinfezione può funzionare in un intervallo di lunghezza d'onda compreso tra 240 e 270 nm, con un picco di intensità emissiva a 254 nm.

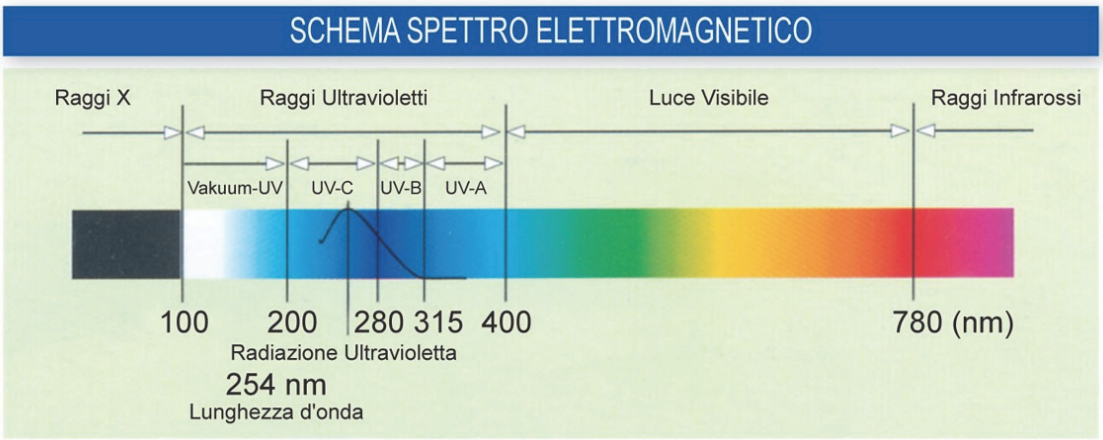


Figura 31: Rappresentazione dello spettro elettromagnetico

Come espresso in precedenza, è quasi sempre necessario ricorrere ad un pretrattamento di filtrazione prima dell'utilizzo dei raggi UV. In questo studio, si sono utilizzate due linee di filtrazione parallele, una con filtro a sabbia e una con filtro a tela, ottenendo dei dati di output che hanno

permesso di confrontare le rese dei due diversi materiali. È opportuno effettuare questa operazione per assolvere ad uno dei requisiti richiesti per l'impiego delle lampade UV, quello di avere un refluo con bassa concentrazione di solidi sospesi (<10 mg/l). I solidi possono assorbire e riflettere le radiazioni e possono anche fungere da scudo protettivo per i microrganismi. È fondamentale che si verifichi questo per ridurre l'opacizzazione delle lampade e per garantire la massima esposizione del refluo.

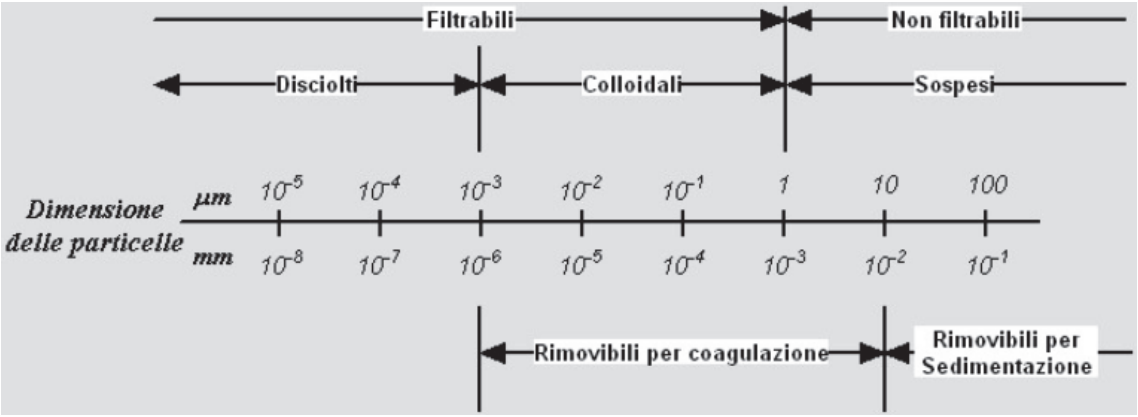
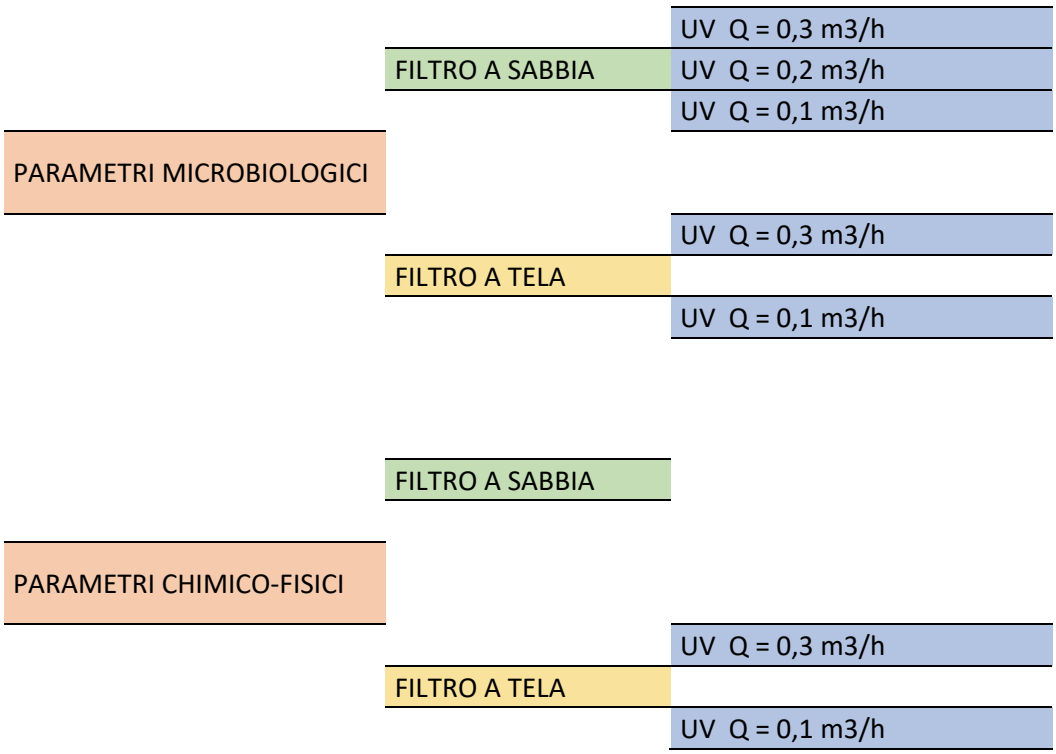


Figura 32: Suddivisione dei solidi sulla base della dimensione

La disinfezione, alla quale è sottoposto il microrganismo, si basa sulla dose (misurata in mJ/cm2 al secondo) di UV ed essa può essere variata modificando l'intensità (misurata in mW/cm2 al secondo) o il tempo di contatto che, in pratica, si realizza facendo variare il flusso di portata attraverso il sistema UV.

3.4.2.2 Esecuzione della prova

Le prove svolte con la tecnologia di disinfezione a raggi UV possono essere sintetizzate attraverso il seguente schema.



Sono stati monitorati ed analizzati sia i parametri microbiologici che quelli chimico-fisici dell'influente a monte della fase di filtrazione, dell'effluente a valle di questa e all'uscita dal sistema UV. Precisamente, per la valutazione delle rese di disinfezione su Escherichia Coli ed Enterococchi di tali tecnologie, sono state realizzate una serie di prove sperimentali con diversi dosaggi di ultravioletti precedute da trattamenti di filtrazione indipendenti su sabbia e su tela. Relativamente ai parametri chimico-fisici, invece, sono state determinate le concentrazioni residue a valle delle due tipologie di filtrazione e all'uscita del sistema a raggi UV preceduto da filtrazione su tela.

Successivamente al montaggio e all'installazione dell'apparato nel punto prescelto, è stata collocata una piccola pompa sommergibile all'interno del canale di ingresso dei liquami all'impianto di depurazione per permettere il sollevamento di questi fino alla quota maggiore del pilota, ossia sulla sommità del filtro a sabbia. Durante la fase preparatoria è stato anche effettuato un collaudo funzionale di tutti i comparti, facendo fluire una certa portata di acqua servizi per alcune decine di minuti attraverso il filtro a sabbia, il filtro a tela e la camera d'acciaio cilindrica con la lampada UV, consentendo a quest'ultima di raggiungere una temperatura operativa costante e regolare. Il materiale sabbioso contenuto nel filtro, dopo aver riportato un iniziale costipamento e un associato incremento delle perdite di

carico idrauliche, non ha presentato nessun problema evidente. La stessa cosa può essere affermata per gli altri dispositivi.

La procedura della prova con filtro a sabbia e sistema UV ha visto l'esecuzione cronologica dei seguenti step:

- Immissione del refluo nel filtro a sabbia ad intervalli di tempo dipendenti dal livello della colonna d'acqua al di sopra dello strato superiore di ghiaia. Per questo test si è deciso di impiegare l'influente tal quale dell'impianto di depurazione e il battente è stato mantenuto costante a circa 5 cm;
- Prelievo di un campione istantaneo di influente all'ingresso del filtro a sabbia per le analisi chimico-fisiche e microbiologiche;
- Stoccaggio dell'effluente del filtro all'interno di un serbatoio;
- Al completo riempimento del serbatoio, installazione di una pompa sommergibile all'interno di esso per il trasferimento del refluo al sistema UV;
- Prelievo di un campione istantaneo di effluente per le analisi chimico-fisiche e microbiologiche;
- Regolazione della portata della pompa in base alle condizioni operative richieste;
- Immissione della portata all'interno del sistema UV;
- Immagazzinamento dell'effluente in un secondo serbatoio;
- Prelievo di un campione istantaneo per l'analisi microbiologica dell'effluente finale.

Successivamente è stato scollegato il filtro a sabbia dalla rete idraulica mediante la chiusura di una valvola a sfera e allacciata la tubazione del filtro a tela. Di seguito viene riportata la procedura rispettata per le prove con questo nuovo assetto:

- Preparazione di un volume di CSO simulato all'interno di un serbatoio. Tale costituzione è stata messa in pratica partendo da un volume di influente tal quale prelevato all'ingresso dell'impianto di depurazione e, tenendo conto di un rapporto di diluizione pari a 1/4, miscelando questo con dell'acqua tecnica depurata.
- Installazione di una pompa sommergibile all'interno di esso per il trasferimento del refluo all'imboccatura del filtro;

- Immissione del volume di CSO simulato nel filtro a tela ad intervalli di tempo regolari, basati sul tempo di ritenzione del filtro;
- Prelievo di un campione istantaneo di influente per le analisi microbiologiche;
- Stoccaggio dell'effluente all'interno di un secondo serbatoio;
- Al completo riempimento del serbatoio, installazione di una pompa sommergibile all'interno di esso per il trasferimento del refluo al sistema UV;
- Prelievo di un campione istantaneo di effluente per le analisi chimico-fisiche e microbiologiche;
- Regolazione della portata della pompa in base alle condizioni operative richieste;
- Immissione della portata all'interno del sistema UV;
- Immagazzinamento dell'effluente in un terzo serbatoio;
- Prelievo di un campione istantaneo per l'analisi chimico-fisiche e microbiologiche dell'effluente finale.

Si rammenta che le prove sono state svolte presso l'impianto di depurazione di Lido di Fermo in periodo di secco certo. I campioni per le analisi chimico-fisiche sono stati prelevati utilizzando bottiglie di PEHD sterili mentre quelli riservati alle analisi microbiologiche sono stati conservati e trasportati in bottiglie di PEHD sterili con tiosolfato. Entrambe le tipologie sono state conservate e trasportate a temperatura controllata all'interno di un box refrigerato.

Non è stato possibile eseguire i test in maniera concomitante, in modo tale da avere delle condizioni uniformi nelle caratteristiche dell'influente, a causa dei prolungati tempi di installazione della strumentazione ed implementazione delle varie configurazioni, trascurando le fasi per il raggiungimento delle condizioni di regolarità e regimentazione delle portate. Per cui si sono ottenuti dei risultati con percentuali di errore contenute ma facenti riferimento a matrici liquide con caratteristiche e condizioni di prova differenti.

Tabella 24: Dati di letteratura utilizzati per stimare i valori dei parametri di prova con il sistema UV

BACTERIAL SPECIES	APPLIED DOSE [mJ/cm2]	CONTACT TIME [sec]	INFLOW BACTERIAL CONCENTRATION [ufc/100 ml]	LOG REDUCTION [-]	OUTFLOW BACTERIAL CONCENTRATION [ufc/100 ml]	Reference
E. Intestinali	78	30	100'000	2	1'000	Tondera 2015
E. Intestinali	78	30	100'000	2	1'000	Tondera 2015
E. Intestinali	78	30	100'000	2.0	1'000	MEDIA
E. Intestinali	75.4	30	100'000	1.9	1'165	CALCOLO
E. Coli	78	30	4'000'000	2.2	20'000	Tondera 2015
E. Coli	78	30	4'000'000	2.2	10'000	Tondera 2015
E. Coli	78	30	4'000'000	2.2	15'000	MEDIA
E. Coli	75.4	30	4'000'000	2.1	29'847	CALCOLO

3.5 Scenario di monitoraggio, gestione e trattamento dei CSO: caso "fosso Rio Valloscura"

In questo capitolo verranno illustrate delle proposte di monitoraggio, gestione e trattamento dei sovrafflussi di piena potenzialmente derivabili dall'intero collettore fognario afferente al bacino di Valloscura.

Per quanto riguarda il monitoraggio, esso rappresenta un punto essenziale per avere un pieno controllo della problematica ed effettuare delle efficaci azioni di prevenzione, acquisendo dati in tempo reale e consentendo di programmare in modo selettivo e personalizzato gli interventi da mettere in atto, come la chiusura di determinati scolmatori o l'individuazione stessa di sorgenti di inquinamento esclusivi.

Dal punto di vista della gestione dei CSO, invece, in primis sono stati acquisiti i dati di output delle simulazioni effettuate con il programma SWMM (Storm Water Management Model) dell'USEPA (United States Environmental Protection Agency), i quali affermano che gli scolmatori "critici" sono il numero 277, 280 e 283. Per l'ottenimento di tali risultati sono stati immessi nel programma i dati inerenti ai seguenti eventi di precipitazione piovosa:

- Eventi con tempo di ritorno di 1 anno;
- Eventi con tempo di ritorno di 5 anni;
- Eventi con tempo di ritorno di 10 anni.

Come tempo di corrivazione del bacino idrografico è stato assunto il valore di 2 ore. Per una disamina riguardante le fasi di realizzazione del modello e delle successive simulazioni e risultati ottenuti si rimanda al lavoro di tesi "Analisi sperimentale degli impatti sanitari-ambientali di scaricatori di fognatura mista e possibili misure di mitigazione" (Crocetti, 2019).

Le caratteristiche di criticità sono conferite sia dal volume di CSO scolmato direttamente in ambiente, sia dalle concentrazioni di batteri fecali al loro interno. È da precisare che tutti e tre gli scolmatori insistono sulla parte medio-valliva dell'infrastruttura fognaria e questa situazione è dovuta a due cause prioritarie: una è la maggiore portata transitante nei tratti finali della rete, dovuta all'accumulo derivante da monte, e un'altra è la minore

pendenza dell'infrastruttura che riduce la velocità di passaggio del flusso e ne consente una maggiore sfioratura.

Conseguentemente all'individuazione degli scolmatori giudicati "critici" e ad un'analisi oggettiva dei carichi di massa espulsi da ognuno di esso e della localizzazione di questi sul territorio, si è deciso di pianificare gli interventi gestionali nel seguente modo:

- I CSO derivanti dagli scolmatori 277 e 280 subiranno un trattamento di disinfezione in situ e, per questo motivo, sarà necessario accumularle a monte di questo;
- Lo scolmatore 283 verrà ostruito e i volumi di CSO verranno convogliati direttamente all'impianto di depurazione e trattati in loco.

La scelta di escludere lo sfioratore 283 da quelli con trattamento in sito è dovuta ai volumi di sfioro molto più cospicui e alla ridotta distanza dall'impianto di depurazione.

I CSO del 277 e 280 verranno stoccati per periodi molto brevi in serbatoi, filtrati su sabbia o su tela e successivamente con tecnologia a raggi ultravioletti, come sperimentato attraverso l'uso dell'impianto pilota descritto nel capitolo 3.4. Per i volumi scolmati dal 283, al contrario, si è optato per un accumulo temporaneo all'interno di vasche recuperate dall'impianto di depurazione, come verrà descritto nel paragrafo 3.5.3, e seguente ossidazione nel comparto di ozonolisi attualmente disponibile presso l'impianto.

3.5.1 Monitoraggio qualitativo delle acque del corpo idrico

All'interno della strategia risolutiva avanzata, il monitoraggio ricopre un ruolo fondamentale, innovativo e impone un cambio di paradigma. Lo scopo di questa attività è essenzialmente quello di acquisire ed elaborare i dati raccolti dall'analisi delle acque di un corpo idrico e farlo in tempo reale, prima, durante lo svolgimento e alla conclusione di un evento meteorologico particolarmente intenso. L'investigazione può essere effettuata anche in periodi ordinari per monitorare semplicemente i parametri qualitativi del ricettore e realizzare un confronto con i risultati ottenuti in casi critici.

L’attuale proposta riguarda l’utilizzo di droni acquatici semiautonomi ossia di piccole imbarcazioni di superficie radiocomandate provvisti di sensori per la misurazione dell’ossigeno disciolto, temperatura, elettroconducibilità e pH. Anche se la valutazione di questi parametri non è direttamente riconducibile all’incremento globale o localizzato della concentrazione di batteri patogeni, essi possono essere molto utili per individuare o verificare l’esistenza di una problematica di inquinamento. In virtù di questo saranno poi predisposte ulteriori indagini e campionamenti di approfondimento.

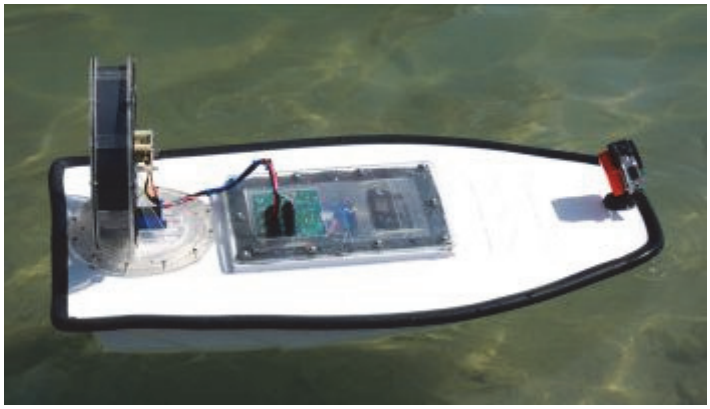


Figura 33: Drone per l’analisi delle acque superficiali

Per appurare l’idoneità delle condizioni ambientali per l’impiego dei droni è stata svolta una campagna d’indagine che ha permesso di individuare i tratti di fosso praticabili. Sono tratti nei quali deve essere disponibile una sufficiente larghezza utile di manovra e un sufficiente battente idrico che permetta la stabilità dell’imbarcazione, oltre che degli argini accessibili per compiere una buona direzione degli spostamenti.

Il sopralluogo è stato svolto un paio d’ore circa (pari al tempo di corrivazione del bacino idrografico di Valloscura) dopo la fine di un evento di pioggia di durata ed intensità media, questo per ottenere altezze del livello idrico del fosso abbastanza vicine ai valori massimi realizzabili.

Figura 34: Localizzazione e suddivisione dell'area del sopralluogo

La zona battuta è stata quella a poche centinaia di metri dalla foce che rappresenta l'ultima parte del fosso Rio Valloscura ed anche quella più critica. In aggiunta, in quest'area, suddivisa ulteriormente in 5 tratti principali, si realizzano i tiranti idrici più importanti a seguito di un evento piovoso.

Come si può notare dalle foto sottostanti, l'area costiera (zona 1), che include anche la foce del fosso, risulta praticabile sia per le apparecchiature automatizzate, sia per il personale dedicato al controllo.

Figura 35: Zona 1

Al contrario, la zona 2, anche avendo dei tiranti idrici compatibili alla navigazione con droni, non permette una buona interazione visiva da parte degli operatori a causa della fitta vegetazione e della quota stessa degli argini.

La zona 3, invece, situata in corrispondenza della condotta di scarico dell'impianto di depurazione e dello sbocco di alcuni scolmatori, è facilmente accessibile ed ha una profondità media dell'ordine dei 30 centimetri con alcuni punti che raggiungono gli 80 centimetri.

Figura 36: Zona 3

Il tratto 4 è l'unico, differentemente da tutto il resto dell'asta fluviale, ad avere una sezione composta costante e di cemento armato ed è risultato interamente percorribile. La larghezza massima è di 4 metri, quella minima di 1 metri circa e profonda dai 5 ai 15 centimetri a seconda del riempimento prodotto dall'accumulo di sedimenti.

Figura 37: Zona 4

L'ultimo tratto ispezionato assume prevalentemente le condizioni di un classico corso d'acqua a carattere torrentizio, come la maggior parte del fosso. Il fondo si presenta irregolare con battenti d'acqua influenzati da varie perdite di carico ma che, localmente, non superano i 5-10 centimetri. L'alveo e gli argini non risultano facilmente praticabili, esclusi alcuni brevi tratti.

Figura 38: Zona 5

Non è stato strettamente necessario valutare le condizioni dell'intera asta fluviale, in generale correlabile alla zona 5, perché gli scolmatori critici (concomitanza di alti valori di portata e concentrazione dei CSO) sono localizzati soprattutto nella zona a valle e, quindi, monitorare questa breve porzione è sufficiente per captare cambiamenti repentini delle caratteristiche qualitative delle acque in seguito agli sversamenti. Sarebbe opportuno prevedere anche un monitoraggio contestuale delle acque costiere in prossimità dell'immissione del fosso in mare, questo per stimare l'effettivo potenziale di diluizione ed ossidazione delle acque marine sulle concentrazioni batteriche immesse.

3.5.2 Accumulo e trattamento in sito

Il trattamento dei CSO in sito può essere svolto attraverso l'impiego dell'impianto pilota, descritto in precedenza e testato con prove in campo, opportunamente scalato o potenziato. Questo sistema di disinfezione localizzato avrebbe il compito di tamponare la dispersione delle acque di scolmo nell'ambiente, immagazzinandole all'interno di serbatoi che,

compatibilmente con la portata effettivamente trattabile, distribuiscono il flusso all'impianto pilota che a sua volta cede il suo effluente al fosso. Sorge la necessità di accumulare i volumi perché, dalle stime delle portate fatte attraverso le simulazioni con il programma di calcolo SWMM, si è constatato che trattare questi specifici volumi di CSO istantaneamente richiede costi molto elevati oltre che essere un'attività alquanto ardua. Verrebbero sottoposti a trattamento puntuale 2 dei 3 scolmatori giudicati critici, il numero 277 e 280, mentre il flusso scolmato del numero 283 verrebbe convogliato all'impianto di trattamento delle acque reflue. La scelta è stata effettuata principalmente sulla base della quantità di CSO sfiorata dopo un evento di pioggia significativo ma anche relativamente alla disponibilità di spazio per l'installazione dei serbatoi e dell'impianto, oltre che alla vicinanza all'impianto di depurazione di Lido di Fermo.

La scelta più sensata ed economica è ricaduta sullo stoccaggio in serbatoi in lamiera di acciaio zincato a tenuta stagna, come quello presentato in figura. Essi possono essere usati come vere e proprie vasche di prima pioggia compatte, abbattendo così i costi di realizzazione di invasi o manufatti in cemento armato, di esproprio e il consumo di suolo. Solitamente hanno forma circolare, con diametri da 1,2 a 3,5 metri e uno sviluppo in lunghezza fino a 13 metri ma, essendo modulari, posso essere congiunti in linea o in batterie di più unità, in modo tale da raggiungere lunghezze molto più importanti.

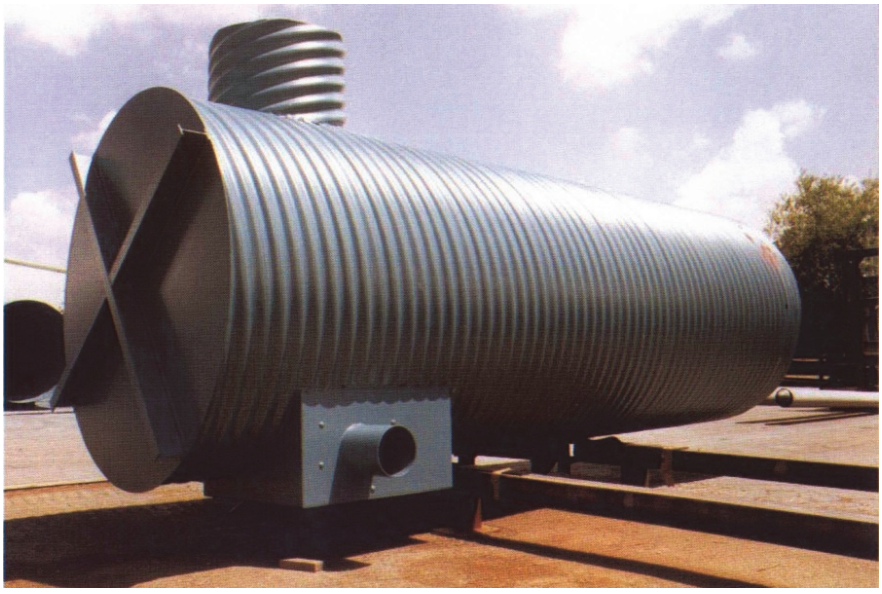


Figura 39: Serbatoio in lamiera ondulata

Sulle pareti di chiusura sono presenti degli accessori, per l'utilizzo esclusivo come vasche di accumulo di prima pioggia, come le prese di ingresso ed uscita del liquame, foro di troppopieno, pozzetto di ispezione e vasche di decantazione per particelle sospese, da utilizzare come pretrattamento sostitutivo della filtrazione su sabbia o su tela.

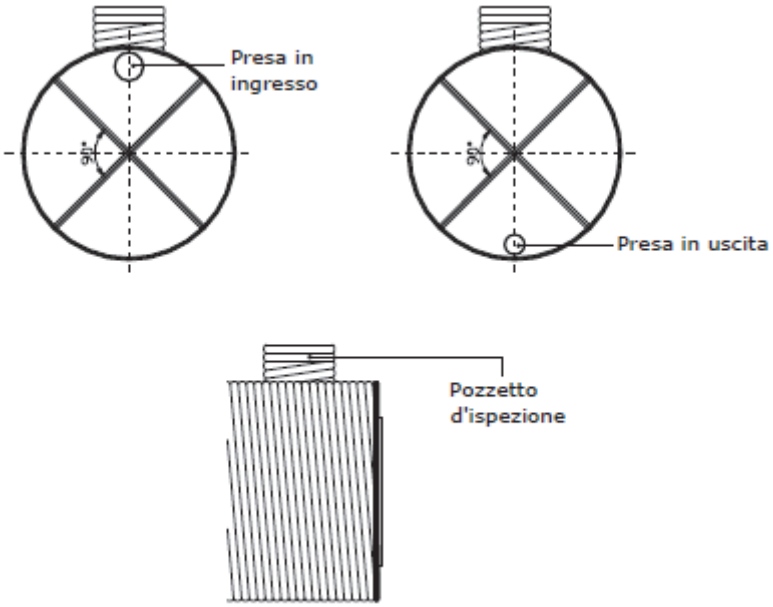


Figura 40: Rappresentazione dei prospetti frontali e laterale del serbatoio

A fronte dell'implementazione di un complesso di serbatoi troppo vasto, si potrebbe attuare una strategia di invaso riguardante solo i primi volumi di CSO, tipicamente quelli più ricchi di sostanze inquinanti. Quest'approccio ridurrebbe enormemente anche il costo del trattamento di disinfezione, lasciando pressoché invariati gli obiettivi qualitativi prefissati.

3.5.3 Accumulo e trattamento presso l'impianto di depurazione di Lido di Fermo

Nell'ottica di ridurre la quantità di sfioro dello scolmatore 283, il più significativo sia da una prospettiva quantitativa che qualitativa, è stata considerata la possibilità di inviare questa specifica quota di sovrafflussi di

piena direttamente all'impianto di trattamento di Lido. La breve distanza che separa i due punti è stata un fattore importante nella determinazione di questa scelta.

Si è dunque provveduto ad un'indagine dei volumi delle vasche disponibili per lo stoccaggio dei CSO e ad una verifica degli apparati di disinfezione terziaria presenti in impianto e della loro potenzialità. Il complesso di depurazione, dalla sezione biologica in seguito, si sviluppa su due filiere di trattamento parallele e, attualmente, ospita i reflui fognari di origine civile di un numero di abitanti equivalenti inferiore alla potenzialità di progetto. Inoltre, al suo interno, sono presenti delle unità disabilitate a qualsiasi operazione e altre già dedicate all'accumulo di acque di prima pioggia, che attualmente ricoprono più un ruolo di laminazione delle portate in ingresso, in caso di eventi meteorici di particolare intensità, che un vero e proprio processo di trattamento specializzato.

La seguente tabella riassume le caratteristiche dimensionali delle unità operative, ottenute in maggioranza mediante misura diretta e acquisizione attraverso la planimetria in formato digitale fornita dal gestore dell'impianto. La mancanza della restante parte dei dati è stata accuratamente sopperita mediante una stima proporzionale o calcolo indiretto.

Tabella 25: Caratteristiche dimensionali delle unità operative dell'impianto di depurazione

	D	H media	A	V
	m	m	m2	m3
LINEA ACQUE				
VASCA DI PRIMA PIOGGIA	18	3	254	763
SOLLEVAMENTO				
GRIGLIATURA				
DISSABBIATURA				
PRE-DENITRIFICAZIONE	19	4.5	283	1275
LINEA 1 + LINEA 2				
DENITRIFICAZIONE		3.1	240	1024
OSSIDAZIONE / NITRIFICAZIONE		3.1	240	2024
SEDIMENTAZIONE SECONDARIA	26	2	531	1061

LEGENDA
dati certi
dati ipotizzati

FILTRAZIONE SU TELA				
DISINFEZIONE		0.8	120	300
LINEA FANGHI				
EX-ISPESSIMENTO	8	3	50	151
STABILIZZAZIONE	17	3	227	681
ISPESSIMENTO			140	
CENTRIFUGAZIONE				

È possibile notare la presenza di una vasca di accumulo per acque di prima pioggia di 763 m3 circa, un manufatto di 151 m3 circa attualmente dismesso e un bacino di predenitrificazione di 1275 m3 circa verosimilmente escludibile dalla filiera per acque reflue civili considerato che, attualmente, non è raggiunta la potenzialità massima di trattamento. A dimostrazione dell'ipotesi di riconversione ed esclusione dei suddetti manufatti dalla filiera di processo attuale, sono stati avanzati vari scenari ipotetici di rifunzionalizzazione e verifica processistica dell'impianto. Essi sono stati implementati sulla base dei dati reali da tabella di marcia dell'impianto riferita all'anno 2018.

Bensì, riguardo i comparti di disinfezione, essi sono della stessa tipologia ed impiegano entrambi l'acido peracetico ma assolvono a compiti differenti in aree distinte dell'impianto. Il primo è il tradizionale comparto terziario della filiera, costituito da un reattore tipo CSTR in serie collocato nei pressi dello scarico principale. Il secondo è a servizio della vasca di accumulo delle acque di prima pioggia ed entra in funzione esclusivamente nella condizione di sfioro delle acque, prima che esse vengano bypassate nella condotta di scarico diretto al ricettore finale. Se non si verifica questa situazione, le acque stoccate vengono, gradualmente, pompate in testa all'impianto e combinate con l'influente.

Infine, sono stati recepiti i requisiti tecnici nominali e di progetto dell'impianto di produzione di ozono EFFIZON HP, attualmente inattivo, oltre che alcune informazioni riguardanti la sua precedente mansione, ossia quella di ossidare i fanghi di sedimentazione secondaria ricircolati per il trasferimento dei nitrati in parte in testa alla predenitrificazione e parte in testa alle due linee di dentrificazione parallele. Il volume dell'ozonatore è di 0,51 m3 ed ha una configurazione tubolare a spirale. L'ozono prodotto veniva introdotto nel flusso di fanghi in un venturimetro dell'unità di

contatto per facilitare la miscelazione e la reazione tra ozono e fango. Il tempo di residenza idraulica (HRT) del fango nel volume di contatto variava tra 20 e 45 secondi (Romero, 2015).

Nell'ottica di effettuare un trattamento ossidativo dei CSO è stato, quindi, studiato e realizzato uno scenario di rivalorizzazione del settore di ozonolisi.

Tabella 26: Dati tecnici nominali e di progetto dell'ozonatore dell'impianto di depurazione

Type / Tipo		SMO 400 S			
Const. year / Anno di costruzione		2012			
Manufacturer no. / Codice prodotto Nr.		9010600			
Process gas Gas di processo		Oxygen	Vol. %		
Nominal data Dati nominali	Ozone capacity / Capacità ozono	3082	g/h		
	Ozone - Concentration Concentrazione ozono	103 7	g/Nm³ % in peso		
	Gas flow / Portata gas	30,2	Nm³/h		
	Operating pressure Pressione di esercizio	2,2	bar (assoluti)		
	Rated Converter capacity Capacità Convertitore Stimata	23,2	kW		
	Cooling water inlet temperature Temp. Ingresso acqua di raffreddamento	15	°C	ΔT= 5	°C
	Cooling water flow Portata acqua di raffreddamento	3,6	m³/h		
Project data Dati progetti	Gas flow range (from…. to) Range portata Gas (da…….a)	3 …36,0	Nm³/h	Part No.: Art N°.:	6106910
	Control valve Valvola di controllo	2,4	KVs	Part No.: Art N°.:.:	80603
	Max. allowed ambient temperature Max. temperatura ambiente consentita	35	°C		
Electric supply system Rete di alimentazione elettrica		TN-S			
Connected load Carichi connessi		3 x 400V ±10% / N / PE 50/60Hz		42,6 A 29,6kVA	

3.5.3.1 Rifunzionalizzazione delle unità operative dell'impianto

Come esposto in precedenza, per ospitare i volumi dei CSO in seguito alla chiusura dello scolmatore 283 si rende necessario, evitando di costruire nuovi manufatti, il recupero delle seguenti unità:

- Vasca di prima pioggia, attualmente adibita ad equalizzatore fuori linea;
- Ex vasca di ispessimento fanghi.

Comparando i volumi necessari con quelli effettivamente disponibili con la riutilizzazione delle unità elencate, si è però constatata l'esigenza di ulteriore capacità di stoccaggio. Per cui si è pensato di poter rivalorizzare

l'attuale reparto di predenitrificazione e riconvertirlo come serbatoio di accumulo. Questa scelta è stata dettata dal fatto che l'impianto non lavora attualmente alla potenzialità di progetto e che, quindi, l'operazione di predenitrificazione, in aggiunta alle due linee di dentrificazione-nitrificazione successive, potesse risultare non indispensabile per la rimozione dell'azoto. A dimostrazione di questa ipotesi sono state svolte delle verifiche funzionali dell'impianto attraverso delle simulazioni con un noto software dedicato a questo scopo.

Tuttavia, pena la mancanza di dati relativi ai parametri cinetici di tutto il comparto biologico, è stata obbligatorio effettuare delle simulazioni di processo preliminari, soprattutto per individuare il valore di SRT. Mentre per quanto riguarda i valori delle costanti cinetiche di nitrificazione (kn), concentrazione del mixed liquor (MLSS e MLVSS) e concentrazione del flusso di ricircolo dei fanghi in testa al biologico (MLSSr e MLVSSr), essi sono stati determinati in laboratorio di dipartimento dopo aver prelevato adeguati volumi di prova presso l'impianto ed aver eseguito la prova dell'AUR e l'analisi dei solidi. Relativamente al valore della costante cinetica di denitrificazione (kd), esso è stato assunto da letteratura (Metcalf, 2014). L'elaborazione della tabella di marcia del 2018 e 2019 è servita, inoltre, per ottenere una caratterizzazione media annua dell'influente e dell'effluente all'impianto, oltre che fornire una conferma delle concentrazioni dei solidi in vasca biologica e nel ricircolo.

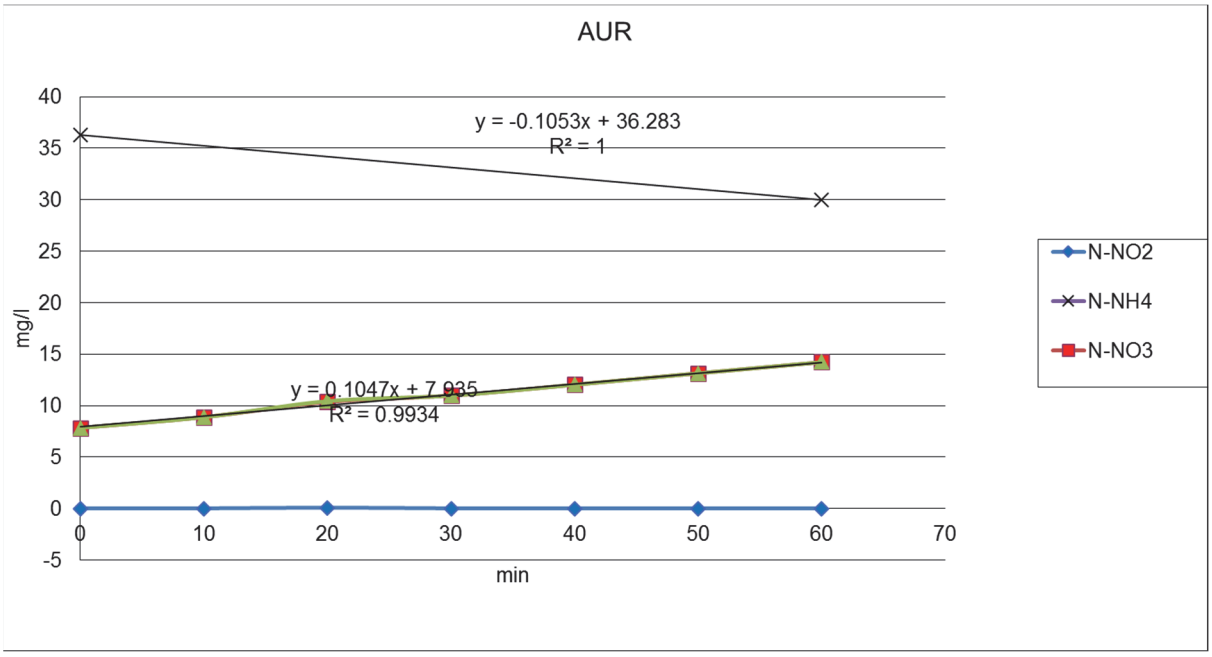


Grafico 1: Andamento N-NH4, N-NO2 e N-NO3 nel tempo durante la prova dell'AUR

Tabella 27: Valore della costante di nitrificazione da prova dell'AUR

Cinetica di nitrificazione

Kn	kgN-NOx/kg VSS*d	0.046
Kn a 20°C	kgN-NOx/kg VSS*d	0.044
Kn a 12°C	kgN-NOx/kg VSS*d	0.022

Tabella 28: Valore della costante di denitrificazione da letteratura

Cinetica di denitrificazione da Metcalf&Eddy

Kd	kgN-NOx/kg VSS*d	0.04
Kd a 12°C	kgN-NOx/kg VSS*d	0.02

Tabella 29: Caratterizzazione dell'influente, effluente e valori di concentrazione del mixed liquor da elaborazione della tabella di marcia 2018 e 2019 dell'impianto di depurazione e da analisi di laboratorio

		da tabella di marcia 2018	
		INFLUENTE	EFFLUENTE
		tipologia campione	
		MEDIA di medi 24 e istantanei	MEDIA di medi 24
PH	-	7.77	7.69
TSS	mg/l	206.72	7.28
BOD5	mg/l	107	7.47
COD	mg/l	426.04	26.05
N-NH4	mg/l	35.53	0.18
N-NO2	mg/l	0.21	0.11
N-NO3	mg/l	1.58	6.97
Ntot	mg/l	49.93	8.44
Ptot	mg/l	10	0.96

	da tabella di marcia 2019		da analisi Lab	
tipologia campione	**MLSS bio**	**MLSS ricircolo**	**MLSS bio**	**MLVSS bio**
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
medio 24	9338			
medio 24	7843			
MEDIA	8591			
istantaneo	7210	14774	7168	5568
istantaneo	8023	15997	7482	6282
istantaneo	7999			
MEDIA	7744	15386	7325	5925

Nella pagina seguente vengono riportate due configurazioni di processo dell'impianto. La prima è quella allo stato di fatto, la seconda è quella nell'ipotesi di eliminazione della vasca di predenitrificazione, lasciando inalterate tutte le altre. È da precisare che per la costituzione del modello, rispetto all'assetto reale, sono stati sostituiti i dischi a tela, a monte della sezione di disinfezione, con un sedimentatore a pacchi lamellari avente la medesima resa di rimozione dei solidi.

Gli scenari implementati possono essere divisi macroscopiscamente in quelli "allo stato di fatto" e in quelli nei quali è stata rimossa l'unità di predenitrificazione, comune alle due linee di trattamento biologico. Quindi, gli scenari 1, 2a e 2b sono relativi alla prima tipologia e gli scenari 3, 4a, 4b e 4c alla seconda. L'ulteriore suddivisione è stata fatta sulla base del parametro SRT. L'SRT è il tempo di ritenzione dei solidi cioè il tempo medio di permanenza di questi nel sistema. Esso è un parametro di progetto e funzionamento molto importante ed è generalmente espresso in giorni. L'SRT di un processo a fanghi attivi può essere gestito facendo variare la portata di fanghi di supero Qw o la portata di fanghi di ricircolo Qr. Queste due portate rappresentano le due frazioni complementari in uscita dal sedimentatore secondario. La variazione di queste due aliquote permette di modificare la quantità di biomassa all'interno delle vasche biologiche e, implicitamente, il carico di fango. Ad esempio, un incremento della portata di supero (o un decremento della portata di ricircolo) causa una diminuzione del carico di fango e quindi del valore di SRT.

Le simulazioni, dunque, oltre allo scopo primario di determinare l'efficienza del processo di rimozione dell'azoto anche nel caso di esclusione del comparto di predenitrificazone, hanno avuto l'obiettivo preliminare di individuare il valore effettivo di SRT, sulla base delle concentrazioni del mixed liquor, per sopperire alla mancanza di dati.

Tabella 30: Dati di input (diretti ed indiretti) riferiti ai vari scenari di processo implementati

		Scenario 1	Scenario 2a	Scenario 2b	Scenario 3	Scenario 4a	Scenario 4b	Scenario 4c
		PREDENITRO	PREDENITRO	PREDENITRO	NO PREDENITRO	NO PREDENITRO	NO PREDENITRO	NO PREDENITRO
SRT	d	91.6	45	25	91.5	76.5	45	25
Qr	m3/d	14353	14289	14186	14363	14353	14311	14226
Qw	m3/d	47.3	111.4	214	36.7	46.7	89.3	174
MLSS pred	mg/l	8041	4223	2528	-	-	-	-
MLVSS pred	mg/l	4388	2406	1511	-	-	-	-
MLSS den	mg/l	8038	4221	2527	9471	8019	4967	2966
MLVSS den	mg/l	4387	2405	1510	5089	4347	2782	1742
MLSS nitr 1	mg/l	8024	4207	2514	9456	8005	4953	2953
MLVSS nitr 1	mg/l	4371	2390	1496	5073	4332	2768	1728
MLSS nitr 2	mg/l	8011	4195	2503	9442	7990	4940	2940
MLVSS nitr 2	mg/l	4357	2377	1485	5059	4318	2754	1716

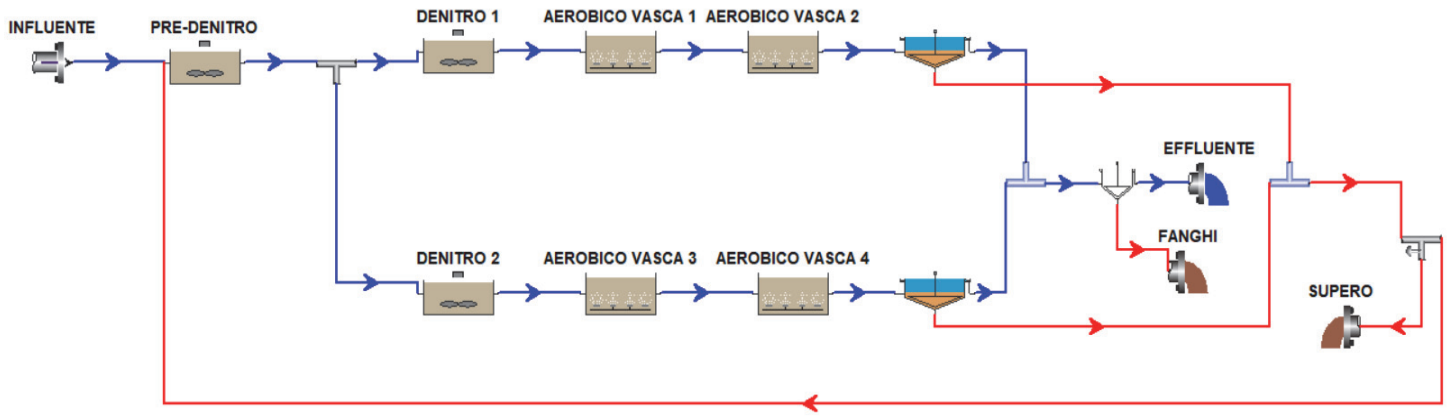


Figura 41: Schema di processo dell'impianto di depurazione allo stato di fatto

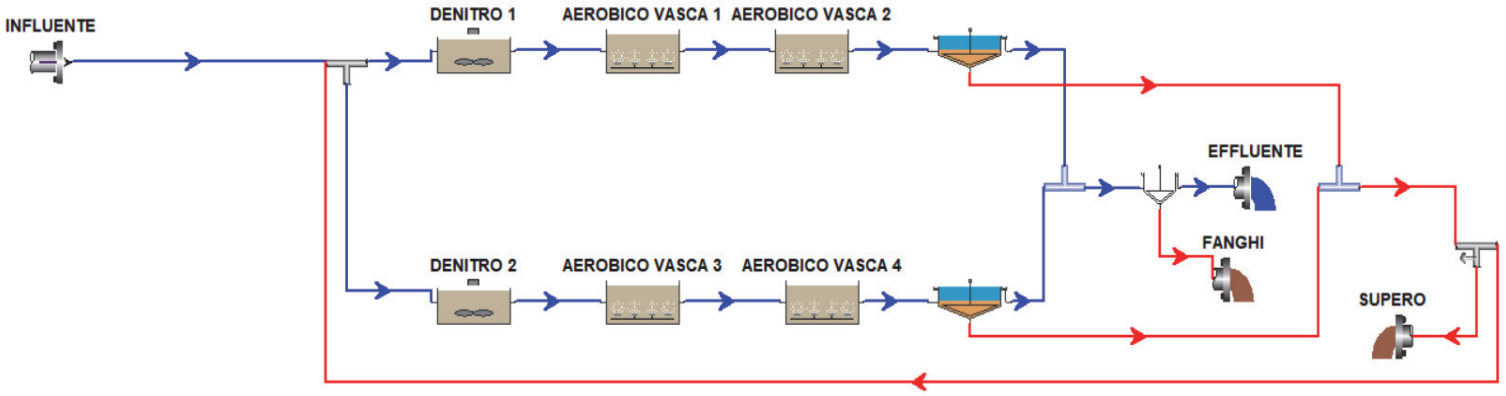


Figura 42: Schema di processo dell'impianto di depurazione con eliminazione dell'unità di predenitrificazione

I risultati ottenuti con il software sono stati successivamente confrontati con ulteriori esiti scaturiti da verifiche di processo sulla base degli scenari precedenti. I calcoli sono stati eseguiti attraverso un foglio excel, riportato di seguito a titolo esemplificativo.

HP	PORTATE	BASE 2018
	CONCENTRAZIONI	BASE 2018

Calcolo dei dati a base progetto dell'impianto di depurazione		
Stato di fatto		
AE progetto base BOD5	AE	50000
Qmn autorizzata	m3/h	250
Qma autorizzata	m3/h	625
Qm	m3/d	4460
Qp secco base 2018	m3/h	291
AE di fatto base BOD5 2018+ UNIVPM 2019		12933
portata in scarico media reale base BOD5	l/AE/d	345
fattore di punta		1.6
fattora alla max di pioggia		2.5
Media 2018	m3/h	186
Qpunta secca	m3/h	291
Qmax pioggia	m3/h	557
Fcu in COD	g/AE d	120
Fcu in BOD5	g/AE d	60
Fcu in TSS	g/AE d	70
Fcu in Ntot	g/AE d	12
Fcu in Ptot	g/AE d	1.2
Carichi medi REALI		
LCOD	Kg/d	1583
LBOD5	Kg/d	776
LTSS	Kg/d	905
LNtot	Kg/d	245
AE BASE COD		13193
AE BASE BOD5		12933
AE BASE NTOT		20439
Concentrazioni medie	stato fatto 2018 + analisi UNIVPM camp. istantaneo e medio 2019	
COD	mg/l	355
BOD5	mg/l	174
TSS	mg/l	203
TN	mg/l	55

LINEA ACQUE		
STAZIONE DI SOLLEVAMENTO		
Tipologia pompa		Flygt 3171.181
Unità	n°	2
Portata max sollevabile	m3/h	504
Tipologia pompa		Faggiolati
Unità	n°	2
Portata max sollevabile	m3/h	269
VASCA DI PRIMA PIOGGIA FUORI LINEA		
Volume	m3	763
Tipologia pompa a servizio vasca		-
Numero pompe		2
Portata max sollevabile totale	m3/h	250
Tempo accumulo a vasca vuota	h	3.1
PRETRATTAMENTI		
Tipologia	Grigliatura	
Unità	n°	1
Tipologia	Desabbiatura	Pista/Vortice
Unità	n°	1

COMPARTO BIOLOGICO			
PARAMETRI OPERATIVI			
Qmn	m3/h	186	
Qp	m3/h	291	
Qmax bio	m3/h	557	
Rapporto di ricircolo fanghi (Qr/Qmn)		1.27	
		1	DATO CIIP Spa
Qr	m3/h	236	
Qw	m3/h	91	
SRT	d	25	
T°esercizio min teorica	°C	12	
MLSS	Kg/m3	8	TAB MARCIA 2019
Concentrazione flusso ricircolo fanghi Xr	Kg/m3	15	TAB MARCIA 2019
frazione MLVSS/MLSS		0.78	ANALISI UNIVPM
Vtot disponibile	m3	4323	
	n° LINEE	1	
Vtot aerobico	m3	2024	
	m3 per linea	2024	
Vtot anossico	m3	2299	
	m3 pre denitro	1275	
	m3 per linea anox	1024	
Rapp V AER/TOT		0.47	
Rapp V Anox/TOT		0.53	
Vol. specifica base progetto	l/AE	86	
Vol. specifica base BOD5	l/AE	334	
Vol. specifica base Ntot	l/AE	212	
HRT tot nominale Q media	h	23.3	
HRT tot nominale Q punta	h	14.8	
HRT tot nominale Q max	h	7.8	
HRT eff alla Qmedia	h	10.2	
HRT eff alla Qpunta	h	11.3	
HRT eff alla Qmax	h	7.4	
kn a 20 °C	kgN/kgMLVSS/d	0.076	
kn a 12 °C	kgN/kgMLVSS/d	0.038	

Verifiche dimensionali con costanti cinetiche			
Frazione di volume aerobico		0.53	
X in vasca	KgMLVSS/m3	8.1	
Xr	KgMLVSS/m3	15.4	
N%TVS	%	3	
df	Kg/l	1.01	
Temperatura minima processo	°C	12	
teta		1.09	
SRT totale	d	25	
Contenuto di solidi volatili	TVS/TS	0.7	
Limiti di legge			
Ntot out	mg/l	6.3	
N-NH4	mg/l	0.5	
Norg out	mg/l	1.8	
N-NO3	mg/l	4	
N-NO2	mg/l	0	
VERIFICA ALLA NITRIFICAZIONE			
Verifica alla temperatura minima e kn sperimentale e volume minimo biologico			
Temperatura minima di processo	°C	12	
Volume globale utile di vasca	m3	4323	
volume fase aerobica	m3	2024	
Concentrazione di biomasse	KgTVSS/m3	6.3	
biomassa totale in fase aerobica	KgTVSS	12760	
Kn a 12 °C	KgN-NH4ox/KgTVSS d	0.038	
Verifica alla temperatura minima e kn teorica e volume max biologico			
Carico di azoto nitrificato in fase aerobica a 12°C	KgNtot/d	485	
carico di azoto influente	KgNtot/d	245	
carico di azoto effluente con i fanghi di supero			
SRT= XV/Qw Xr	d	25	
biomassa totale	Kg	27256	
Qw= XV/(SRT Xr)	m3/d	70.9	
LN out fanghi	Kg/d	32.7	
Lnout main stream	Kg-TN/d	10	
Carico di azoto da nitrificare	KgN-NH4/d	203	**VERIFICATO**

VERIFICA ALLA DENITRIFICAZIONE			
Temperatura minima di processo	°C	12	
Volume globale utile di vasca	m3	4323	
Volume in fase anossica	m3	2299	
Concentrazione di biomasse	KgTVSS/m3	6	
biomasse in fase anossica	KgTVSS	14495	
Kd a 12°C	KgN/KgTVSS d	0.036	
Carico di azoto denitrificabile in fase anossica	KgN-Nox/d	522	
Carico di azoto da denitrificare			
Azoto da nitrificare	KgN-Nox/d	203	
Azoto da denitrificare	KgN-Nox/d	185	**VERIFICATO**
azoto N-Nox residui	KgN-Nox/d	18	
portata effluente	m3/d	4460	
previsione conc effluente da nitrificato	mg N-Nox/l	4	
verifica della denitrificazione			
azoto da denitrificare	KgN-Nox/d	185	
carichi influenti	m3/d	4460	
N-Nox influente	mg/l	0	
N-Nox effluente	mg/l	4	
Portata globale di ricircolo	m3/d	46174	
rapporto di ricircolo totaLE		10	
ricorcolo fanghi R		1.3	
ricircolo miscela erata		8.08	

SEDIMENTAZIONE SECONDARIA		
Ripartizione portata		
% portata 1		0.5
% portata 2		0.5
Qmn ad ogni sedimentatore	m3/h	93
Qp ad ogni sedimentatore	m3/h	146
Qmax ad ogni sedimentatore	m3/h	279
tipologia		a flusso radiale
numero	n	2
volume unitario	m3	1061
volume totale	m3	2123
diametro	m	26
circonferenza	m	82
altezza allo stramazzo	m	1.5
hmedio	m	2
Area unitaria	m2	531
Area totale	m2	1061
Cis media	m3/m2/h	0.2
Cis p	m3/m2/h	0.3
Cis max	m3/m2/h	0.5
Cls max	m3/m/h	3.4
HRT media	h	11.4
HRT max	h	3.8
FILTRAZIONE		
tipologia		tela
numero linee	n	1
DISINFEZIONE		
tipologia		Clorazione
numero linee	n	1
volume	m3	300
t medio	h	1.6
t min	h	0.5

LINEA FANGHI		
ISPESSIMENTO + STABILIZZAZIONE AEREOBICA		
volume	m3	681
DISIDRATAZIONE		
tipologia	centrifuga	JUMBO 3 PIERALISI

3.5.3.2 Disinfezione con ozonatore presso l'impianto

Come anticipato, per il trattamento di disinfezione dei CSO afferenti allo scolmatore 283, è stato approntato uno scenario con riutilizzo del comparto di ozonolisi, fuori linea, presente all'interno dell'impianto di depurazione.

Nell'ottica di valutare la fattibilità tecnica di tale operazione, come primo step si è provveduto a reperire i dati specifici dell'ozonatore, sia nominali che di progetto, e i dati sul suo recente utilizzo, come descritto nel paragrafo 3.5.3.

Tabella 31: Sintesi dei dati tecnici operativi dell'ozonatore dell'impianto di depurazione

DATI OZONATORE IMPIANTO DI DEPURAZIONE					
		nominale	**di progetto**		
Ozone capacity	g/h	3082			
Ozone concentration	g/Nm3	103			
	% peso	7			
			min	max	media
Gas flow	Nm3/h	15	3	36	19.5

Nel secondo step, sono state incrociate queste informazioni con i valori dei parametri ottenuti dalle prove di laboratorio, svolte con volumi di controllo ridotti e bassi dosaggi. Sono stati presi come riferimento i risultati della prova con contrazione di ozono nel volume testato pari a 10 mg/l. Il confronto è stato fatto sulla base del dosaggio di ozono, precisamente tra quello utilizzato in laboratorio e quello fornito nel trattamento di ossidazione dei fanghi secondari di ricircolo. Esso è stato calcolato come prodotto della concentrazione di ozono per il tempo di contatto.

Tabella 32: Dosaggi di ozono utilizzati nelle prove di laboratorio e nella precedente attività di ozonolisi

STRUMENTO	CONCENTRAZIONE (mg/l)	TEMPO DI CONTATTO (s)	DOSE (mg/ls)
PROVE OZONO LABORATORIO	10	420	4200
	10	900	9000
	15	420	6300
	15	900	13500
OZONATORE IMPIANTO	103	45	4635
	103	25	2575

In considerazione della comparazione effettuata, nell'ultimo step si è pervenuti alla stima della portata di CSO trattabile effettivamente dall'ozonatore. Questa è stata calcolata per diverse temperature, da quella standard di 0° Celsius a quella massima di esercizio di 35° Celsius. Esclusivamente in riferimento alla temperatura di zero gradi, in virtù della presenza di dati tecnici specifici, è stato possibile determinare un range di portata trattabile.

Tabella 33: Portata di CSO trattabile dall'ozonatore dell'impianto

		min	max	media	media	media	media
T	°C	0	0	0	10	20	35
Concentrazione O3	g/m3	103	103	103	99	96	91
Carico di massa O3	g/h	309	3708	2009	1938	1440	1370
Q trattabile teorica	m3/h	31	371	201	194	144	137
Q trattabile effettiva	m3/h	4	43	23	23	17	16
	m3/d	87	1038	562	543	403	383

Conversione da Nm3 a m3

T	l	m3
0	1000.0	1.000
10	1036.6	1.037
20	1073.2	1.073
35	1128.1	1.128

4. Risultati e discussione

In questo capitolo verranno presentati i risultati analitici ottenuti dalle prove sperimentali descritte in precedenza. Sarà messo in pratica un confronto tra i vari agenti disinfettanti testati per evidenziare quelli che hanno mostrato le caratteristiche più idonee all'abbattimento delle concentrazioni batteriche in questo specifico caso. Verranno, inoltre, avanzate delle proposte di monitoraggio, gestione e trattamento dei CSO nella zona oggetto di studio. In particolare, sarà indicato uno scenario di trattamento concomitante, in sito e in impianto, dei volumi di refluo scolmati con lo scopo primario di abbattere la carica batterica e restituire la conformità qualitativa alle acque del corpo idrico ricettore, subordinatamente alle responsabilità ambientali recate ad esso da altre sorgenti inquinanti.

4.1 Risultati delle prove in scala di laboratorio

I risultati dalle prove di laboratorio con l'utilizzo di composti chimici ossidanti, quali l'acido peracetico, l'acido performico e l'ozono, sono stati ottenuti tramite l'analisi di campioni prelevati durante lo svolgimento delle prove stesse. Da queste sono state dedotte le concentrazioni dei batteri fecali, Escherichia Coli ed Enterococchi intestinali, che rappresentano i parametri misurati per via diretta. Le ulteriori elaborazioni dei dati acquisiti hanno, poi, portato alla determinazione implicita di altri parametri caratterizzanti, come la percentuale di rimozione e la riduzione logaritmica.

La concentrazione è stata valutata come numero di unità formanti colonie su un volume di 100 millilitri (UFC/100 ml) che necessariamente ha incluso, all'interno della sua stima, una determinata percentuale di errore. Il grado di rimozione, invece, si riferisce alla quantità di batteri eliminati rispetto a quella iniziale ed è stata espressa in punti percentuali. D'altra parte, la riduzione logaritmica è definita come il logaritmo in base decimale del rapporto tra la concentrazione iniziale e quella finale. È opportuno precisare che per quanto riguarda il grado di rimozione e la riduzione logaritmica riferiti ai campioni prelevati a tempi intermedi, la concentrazione iniziale è sempre quella del campione di rifermento al tempo 0 (detta anche

concentrazione in ingresso), mentre la concentrazione in uscita è sempre quella riferita al tempo effettivo del prelievo.

4.1.1 Acido performico

L'applicazione dell'acido performico sulle matrici dei CSO in questione, è risultata indiscutibilmente efficace già a concentrazioni e tempi di contatto molto bassi. Come si evince dalla tabella sottostante, in corrispondenza di concentrazioni di PFA di 2 mg/l, dopo 5 minuti di prova, le concentrazioni di Escherichia coli vengono abbattute del 99,98% fino a sfiorare il 100% a 20 minuti dall'inizio. La stessa cosa si può affermare per la LOG reduction che vale 3,8 dopo 5 minuti, raggiunge un picco di 4,6 a 20 minuti e si attesta a 4,1 a 120 minuti. Per le concentrazioni di Enterococchi esse raggiungono il 99,98% di rimozione e una LOG reduction di 3,7 dopo 20 minuti, per poi raggiungere il picco a 90 minuti. Si ribadisce che le lievi oscillazioni o i leggeri incrementi di concentrazione sono dovuti, oltre che alle imprecisioni dettate dalla metodologia analitica basata su stime probabilistica del numero di colonie, anche alla variabilità ristretta, temporale e volumetrica, delle condizioni di prova. Tali variazioni potrebbero dipendere anche da fattori quali la concentrazione di partenza e la concomitanza con altre forme batteriche o virali ma queste relazioni non sono state oggetto di approfondimento in questo studio.

Impiegando una concentrazione di PFA nel volume di prova pari a 4 mg/l, raddoppiata rispetto a quella precedente, non si riscontrano ulteriori incrementi delle rese di disinfezione sugli Escherichia Coli, mentre è notevole l'abbattimento degli Enterococchi, 99,05% dopo 5 minuti, anche se realizzato con riduzioni logaritmiche leggermente inferiori a quelle con dosaggi di 2 mg/l. Di seguito vengono esplicitate graficamente tali considerazioni.

I valori di concentrazione di entrambe le specie patologiche risultano conformi a quelle indicate dalla normativa comunitaria e nazionale (250 ufc/100 ml per gli Escherichia Coli e 100 ufc/100 ml per gli Enterococchi intestinali, corrispondenti alla qualità eccellente delle acque di balneazione) entrambe dopo 20 minuti di tempo di contatto, indipendentemente dal dosaggio impiegato.

Va, altresì, considerato che il raggiungimento dei questi obiettivi è da realizzarsi sulla fascia costiera o alla foce dei corsi d'acqua quindi, prendendo in considerazione la capacità diluente ed ossidante del corpo idrico vettore, si può affermare che le acque di scolmo, pretrattate con PFA per 5 minuti, risultano idonee allo scarico in ambiente.

In questa indagine non è stato valutato il fattore di accumulo dei carichi di massa alla foce. Una questione di rilevante importanza ma che richiederebbe una modellazione ambientale del corso d'acqua e il monitoraggio di più punti per un periodo prolungato.

I valori di letteratura danno conferma e enfasi alle considerazioni fatte in precedenza. Il parallelo viene effettuato sulle concentrazioni batteriche residue dopo 20 minuti di disinfezione, sia a 2 che a 4 mg/l di concentrazione di PFA. In primo luogo, dunque, essi convalidano i risultati ottenuti e, allo stesso tempo, dimostrano che questa tipologia di disinfettante ha una notevole affinità con le caratteristiche del refluo sul quale agisce. Infatti, vengono raggiunti abbattimenti molto più sostenuti, soprattutto sugli E. Coli, con riduzioni logaritmiche più elevate già a tempi di contatto brevi. Per gli Enterococchi si verifica una diminuzione di concentrazione più elevata anche se con LOG reduction esigue.

Tabella 34: Risultati delle prove con concentrazione di acido performico di 2 mg/l (prima tabella) e 4 mg/l (seconda tabella)

Dilution ratio	Test volume	Escherichia Coli				Enterococci			
1/4	8 l								
	Contact time	C in	C out	Removal rate	LOG reduction	C in	C out	Removal rate	LOG reduction
	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-
	0	4'750'000	4'750'000			600'000	600'000		
	5		750	99.98	3.8		11'000	98.17	1.7
	10		400	99.99	4.1		5'000	99.17	2.1
	20		130	100.00	4.6		130	99.98	3.7
	30		350	99.99	4.1		220	99.96	3.4
	60		350	99.99	4.1		100	99.98	3.8
	90		440	99.99	4.0		70	99.99	3.9
	120		380	99.99	4.1		220	99.96	3.4

Dilution ratio	Test volume	Escherichia Coli				Enterococci			
1/4	8 l								
	Contact time	C in	C out	Removal rate	LOG reduction	C in	C out	Removal rate	LOG reduction
	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-
	0	1'500'000	1'500'000			105'000	105'000		
	5		740	99.95	3.3		1'000	99.05	2.0
	10		290	99.98	3.7		300	99.71	2.5
	20		130	99.99	4.1		140	99.87	2.9

Tabella 35: Media e proporzionamento dei dati di letteratura sulla base delle concentrazioni utilizzate

BACTERIAL SPECIES	APPLIED DOSE [mg/l*min]	APPLIED CONCENTRATION [mg/l]	CONTACT TIME [min]	BACTERIAL CONCENTRATION INFLOW [ufc/100 ml]	LOG REDUCTION [-]	BACTERIAL CONCENTRATION OUTFLOW [ufc/100 ml]	Reference
E. Intestinali	40	2	20	107'160	2.7	195	Chhetri 2014
E. Intestinali	80	4	20	106'453	3.6	28	Chhetri 2014
E. Intestinali	80	4	20	322'787	3.0	338	Chhetri 2014
E. Intestinali	67	3	20	178'800	3.1	187	MEDIA
E. Intestinali	40	2	20	178'800	2.2	1'140	CALCOLO
E. Intestinali	80	4	20	178'800	3.8	31	CALCOLO
E. Coli	40	2	20	1'683'847	4.7	36	Chhetri 2014
E. Coli	80	4	20	1'629'521	5.6	4	Chhetri 2014
E. Coli	80	4	20	5'870'000	4.0	587	Chhetri 2014
E. Coli	66.7	3.3	20	3'061'123	4.8	209	MEDIA
E. Coli	40	2	20	3'061'123	2.9	3'829	CALCOLO
E. Coli	80	4	20	3'061'123	5.0	33	CALCOLO

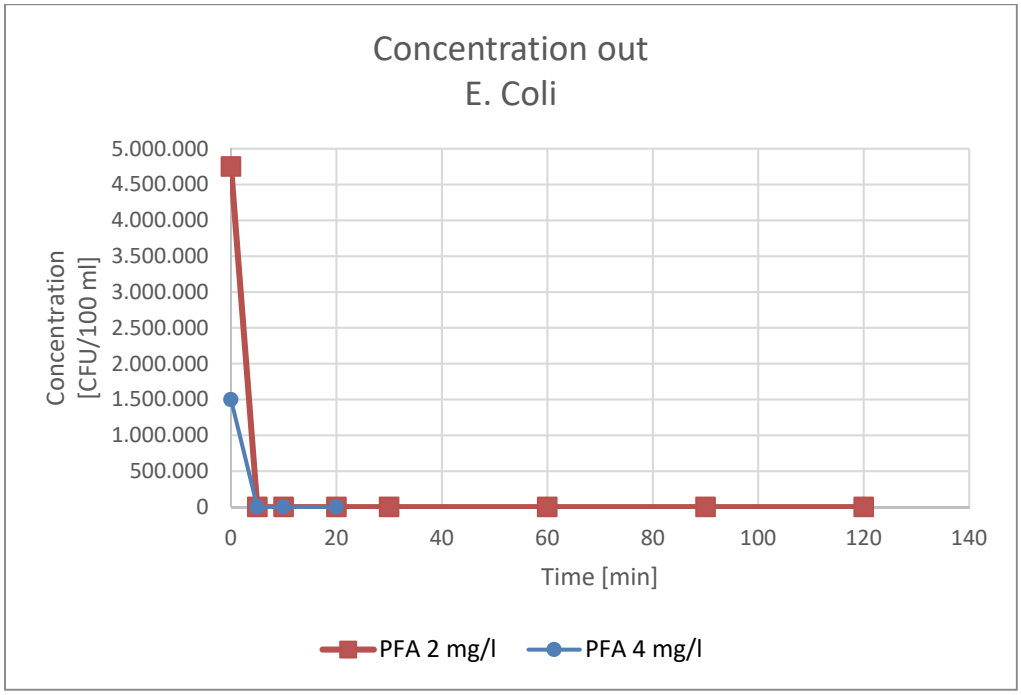


Grafico 2: Concentrazione di E. Coli nel tempo durante le prove con concentrazione di PFA di 2 e 4 mg/l

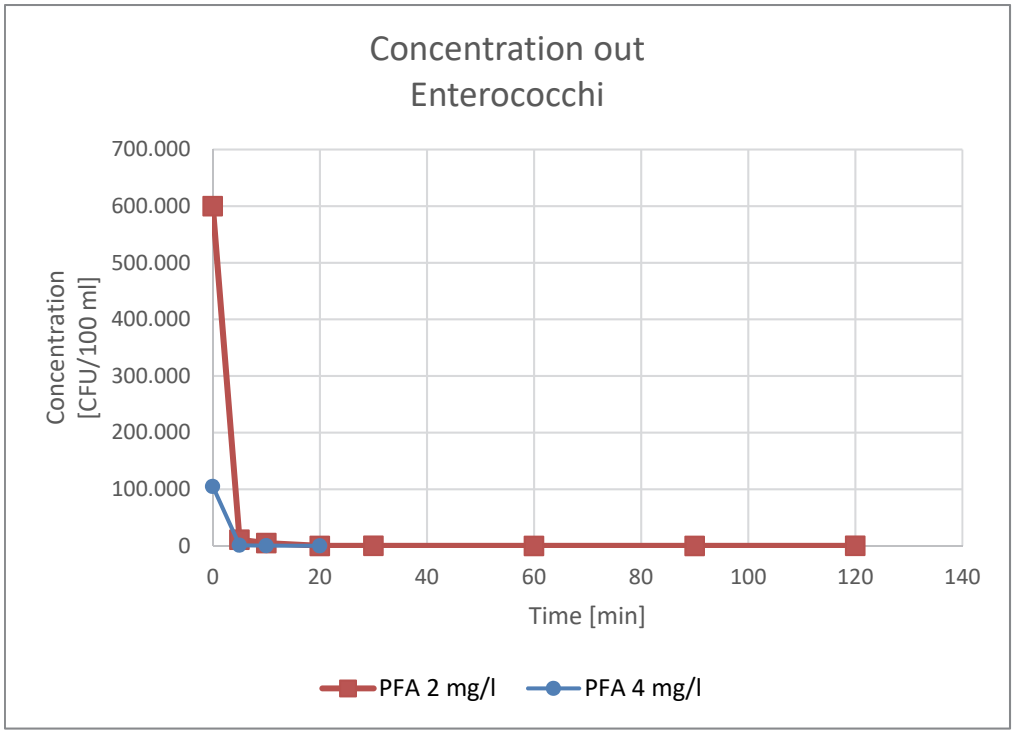


Grafico 3: Concentrazione di Enterococchi intestinali nel tempo durante le prove con concentrazione di PFA di 2 e 4 mg/l

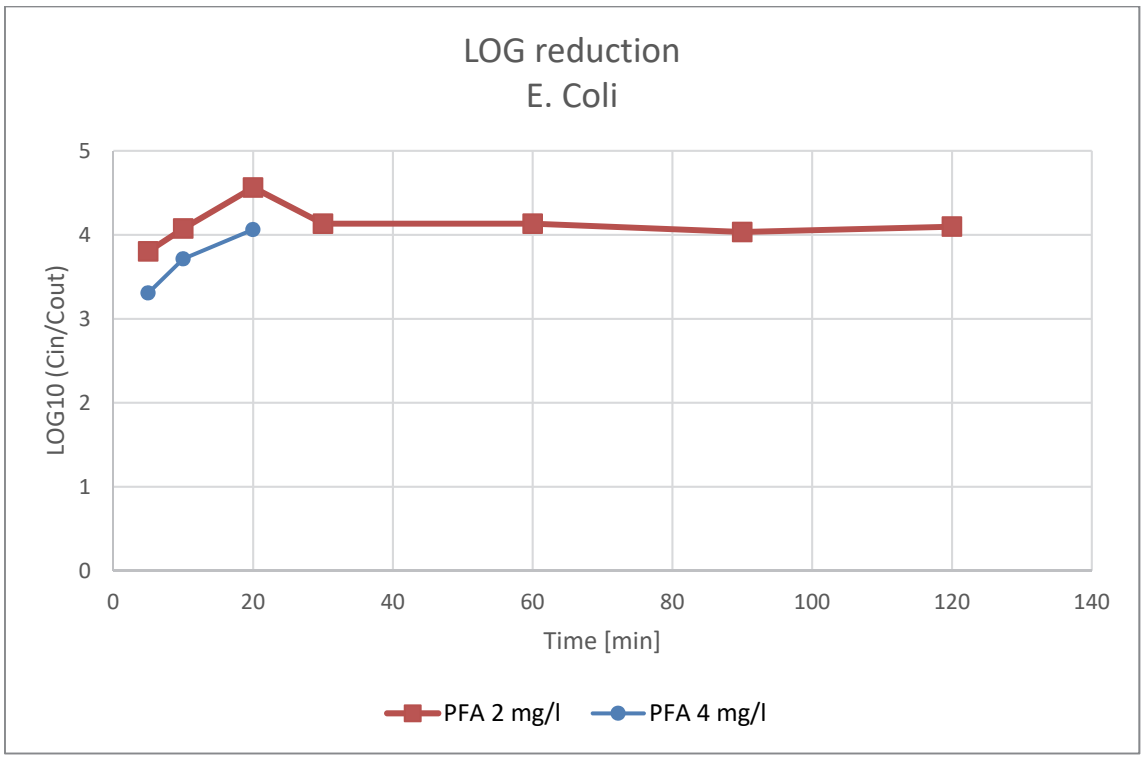


Grafico 4: Riduzione logaritmica della concentrazione di E. Coli nel tempo durante le prove con concentrazione di PFA di 2 e 4 mg/l

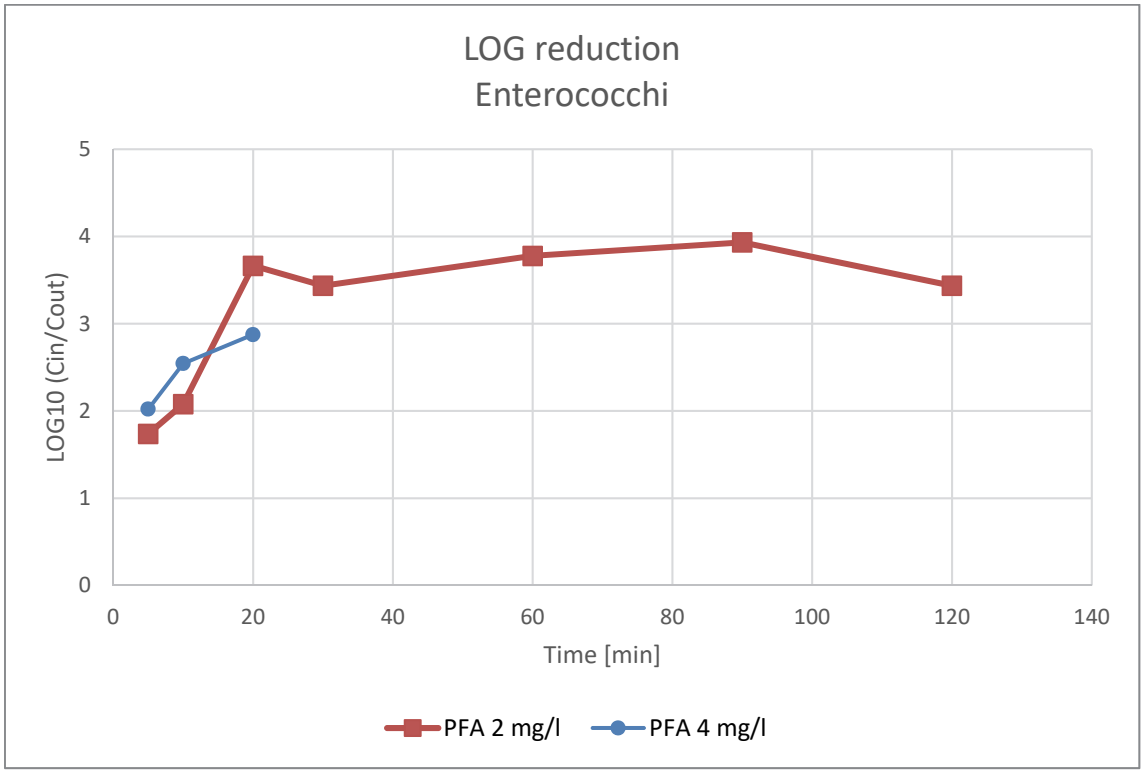


Grafico 5: Riduzione logaritmica della concentrazione di Enterococchi intestinali nel tempo durante le prove con concentrazione di PFA di 2 e 4 mg/l

4.1.2 Acido peracetico

L'esecuzione della disinfezione con acido peracetico, nonostante la perfetta contemporaneità e la realizzazione delle stesse condizioni al contorno delle prove svolte con acido performico, non ha portato a risultati soddisfacenti per nessuna delle 3 concentrazioni appplicate.

Come mostrano le tabelle, per valori di concentrazione di PAA pari a 2 mg/l, solo al raggiungimento dei 20 minuti di prova si ottiene un grado di rimozione del 98,68% con una LOG reduction di 2,5 per quanto riguarda gli E. Coli, mentre per gli Enterococchi non viene mai superata la soglia del 90% di rimozione e l'unità di riduzione logaritmica con concentrazione finale di 5300 UFC/100 ml ampiamente oltre gli obiettivi di qualità imposti dai limiti normativi sulla balneabilità delle acque costiere. Come riscontrato anche dai numeri di letteratura riferiti a tempi di prova molto estesi per una concentrazione di 2 mg/l, i risultati degli E. Coli sono in linea a differenza di quelli degli Enterococchi che di un ordine di grandezza superiore per concentrazione e inferiori di 4 volte per riduzione logaritmica.

Per concentrazioni di 4 mg/l si verifica una situazione peggiore in merito alle concentrazioni ottenute a fine prova, anche se le riduzioni percentuali e logaritmiche si attestano all'incirca sugli stessi valori precedenti per gli E. Coli e su valori più elevati per gli Enterococchi. Questa involuzione delle rese è probabilmente legata alla concentrazione iniziale delle due specie batteriche, la quale è evidentemente molto maggiore di quella della prima prova.

Il trend è confermato anche dalla prova a 6 mg/l di concentrazione di PAA nel volume di controllo, che restituisce un esito conforme alle aspettative. Dopo 20 minuti di disinfezione, la popolazione di E. Coli dimostra un effettivo dimezzamento rispetto a quella a 4 mg/l riferita allo stesso arco temporale. La concentrazione di Enterococchi è, invece, ridotta di circa 10 volte. La rimozione percentuale e la LOG reduction risultano molto simili a quelle della prova con 4 mg/l per E. Coli, al contrario di quelle degli Enterococchi che si allineano a valori molto più elevati ma lontani da quelli che avrebbero consentito il conseguimento dei traguardi quantitativi e qualitativi.

Mediante l'interpretazione dei grafici esposti nelle pagine successive si possono dedurre le seguenti considerazioni:

1) Non si verificano sostanziali incrementi delle rese di rimozione e delle LOG reduction proporzionalmente all'aumento della concentrazione di acido impiegato. Su grande scala, questo implicherebbe il dispendio di importanti risorse economiche oltre che un notevole impatto chimico sulle acque.
2) Il PAA è indubbiamente più affine all'inibizione degli E. Coli e meno a quella degli Enterococchi.
3) La concentrazione batterica iniziale influenza fortemente la capacità ossidante di questo composto sul breve periodo. Si può notare, infatti, che a concentrazioni basse, come quelle della prima prova, avviene un decremento molto rapido di questa già dopo 20 minuti, con percentuali di rimozione e riduzioni logaritmiche molto più alte rispetto a quelle delle altre due applicazioni.

Tabella 36: Risultati delle prove con concentrazione di acido peracetico di 2 mg/l (prima tabella), 4 mg/l (seconda tabella) e 6 mg/l (terza tabella)

Dilution ratio	Test volume	Escherichia Coli				Enterococci			
1/4	8 l								
	Contact time	C in	C out	Removal rate	LOG reduction	C in	C out	Removal rate	LOG reduction
	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-
	0	210'000	210'000			50'000	50'000		
	5		10'000	95.24	1.3		20'000	60.00	0.4
	10		5'800	97.24	1.6		40'000	20.00	0.1
	20		670	99.68	2.5		25'000	50.00	0.3
	30		510	99.76	2.6		25'000	50.00	0.3
	60		310	99.85	2.8		5'400	89.20	1.0
	120		430	99.80	2.7		5'300	89.40	1.0

Dilution ratio	Test volume	Escherichia Coli				Enterococci			
0.25	8 l								
	Contact time	C in	C out	Removal rate	LOG reduction	C in	C out	Removal rate	LOG reduction
	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-
	0	4'750'000	4'750'000			600'000	600'000		
	5		400'000	91.58	1.1		370'000	38.33	0.2
	10		83'000	98.25	1.8		590'000	1.67	0.0
	20		9'000	99.81	2.7		530'000	11.67	0.1
	30		7'700	99.84	2.8		260'000	56.67	0.4
	60		8'300	99.83	2.8		270'000	55.00	0.3
	90		7'000	99.85	2.8		23'000	96.17	1.4

Dilution ratio	Test volume	Escherichia Coli				Enterococci			
0.25	8 l								
	Contact time	C in	C out	Removal rate	LOG reduction	C in	C out	Removal rate	LOG reduction
	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-
	0	1'500'000	1'500'000			105'000	105'000		
	5		570'000	62.00	0.4		90'000	14.29	0.1
	10		36'000	97.60	1.6		48'000	54.29	0.3
	20		4'700	99.69	2.5		40'000	61.90	0.4

Tabella 37: Proporzionamento dei dati di letteratura sulla base delle concentrazioni utilizzate

BACTERIAL SPECIES	APPLIED DOSE [mg/l*min]	APPLIED CONCENTRATION [mg/l]	CONTACT TIME [min]	BACTERIAL CONCENTRATION INFLOW [ufc/100 ml]	LOG REDUCTION [-]	BACTERIAL CONCENTRATION OUTFLOW [ufc/100 ml]	Reference
E. Intestinali	900	2.5	360	400'000	4.0	40	Chhetri 2014
E. Intestinali	720	2	360	400'000	3.2	243	CALCOLO
E. Coli	900	2.5	360	1'500'000	4.0	150	Chhetri 2014
E. Coli	720	2	360	1'500'000	3.2	912	CALCOLO

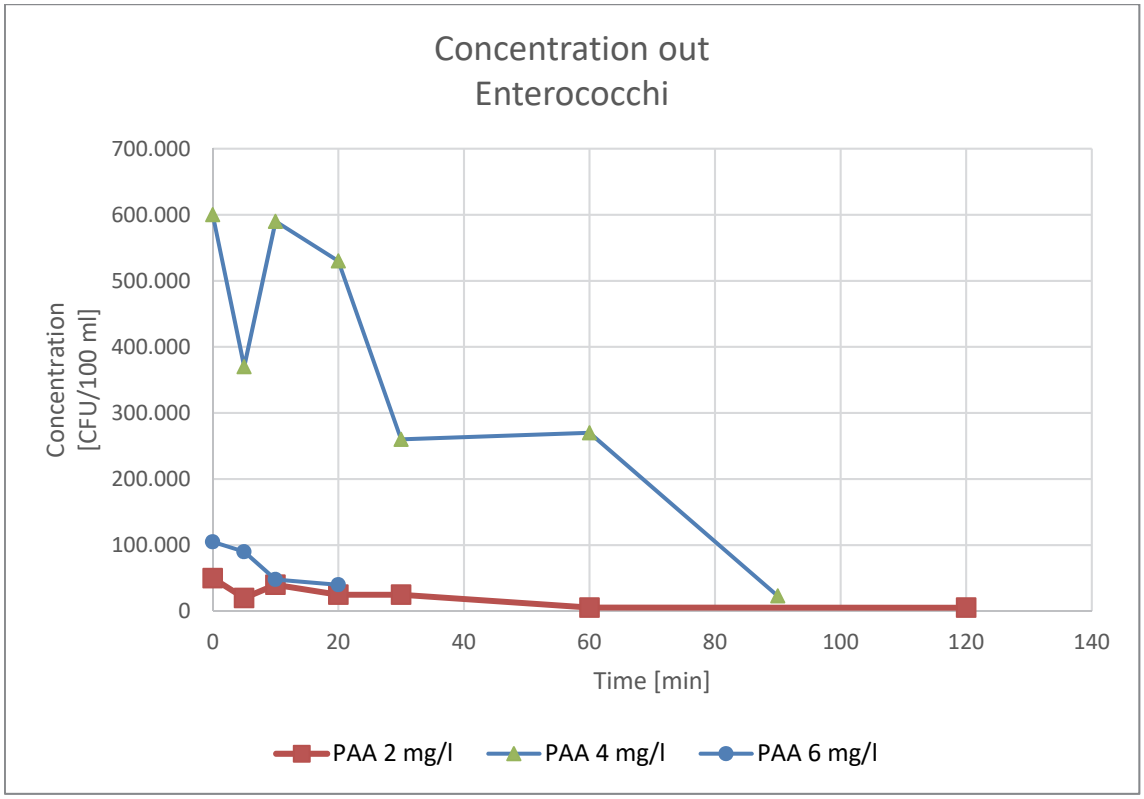


Grafico 6: Concentrazione di Enterococchi intestinali nel tempo durante le prove con concentrazione di PAA di 2, 4 e 6 mg/l

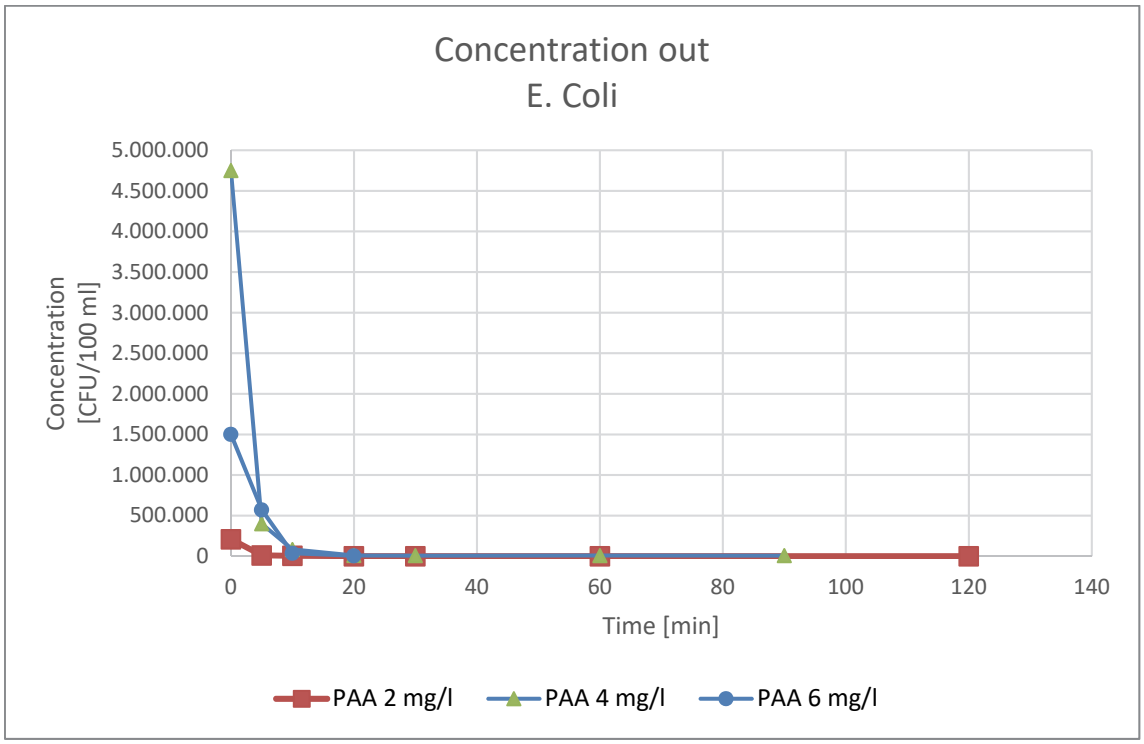


Grafico 7: Concentrazione di E. Coli nel tempo durante le prove con concentrazione di PAA di 2, 4 e 6 mg/l

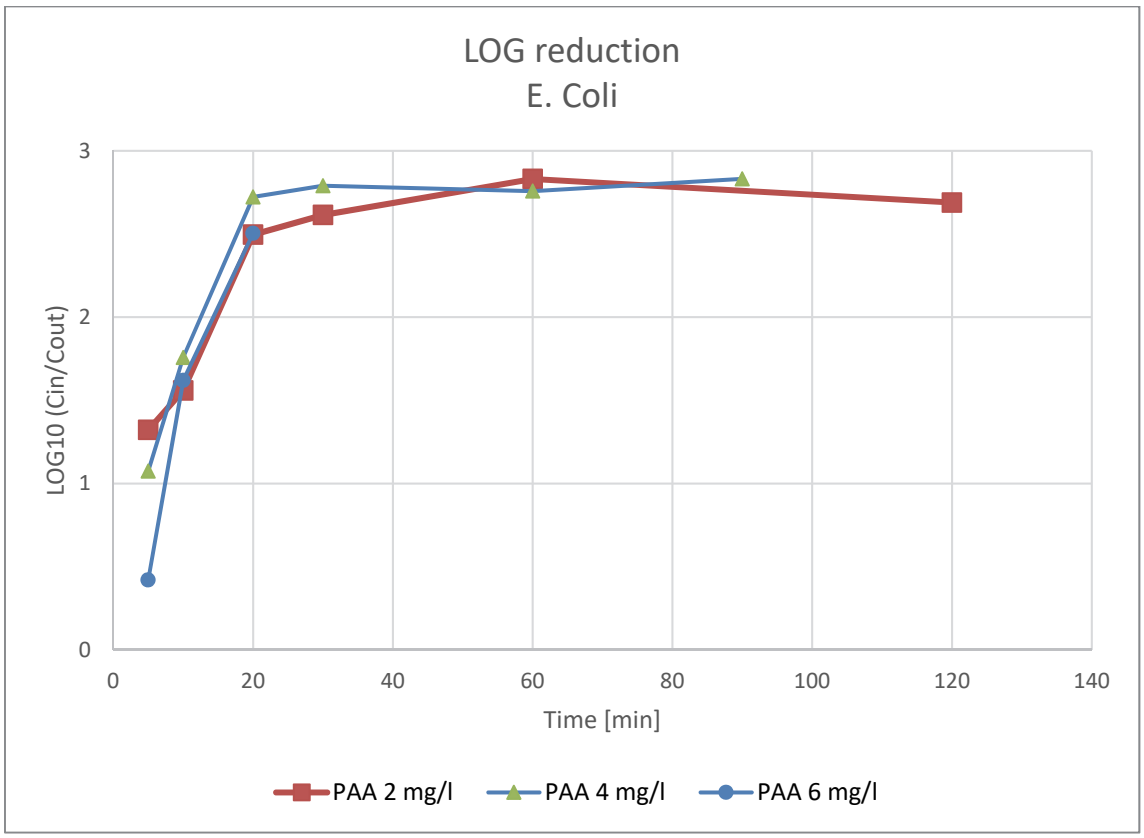


Grafico 8: Riduzione logaritmica delle concentrazioni di E. Coli nel tempo durante le prove con concentrazione di PAA di 2, 4 e 6 mg/l

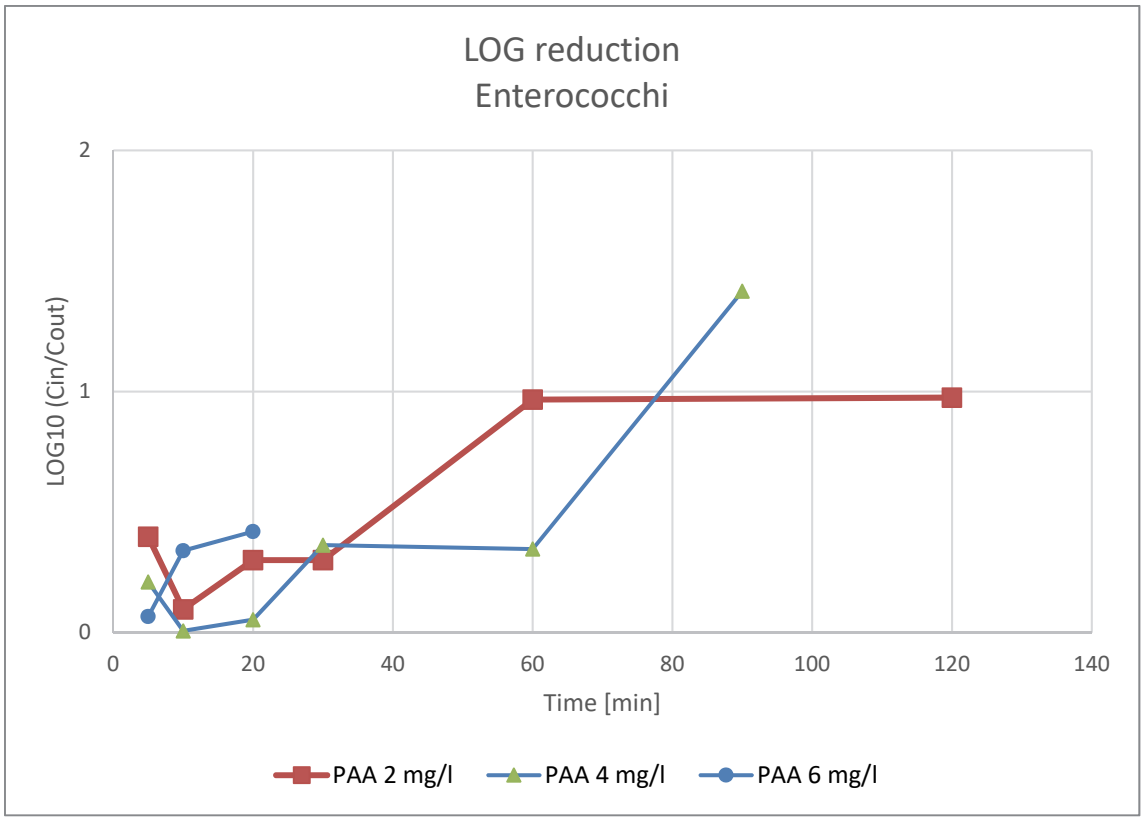


Grafico 9: Riduzione logaritmica delle concentrazioni di Enterococchi intestinali nel tempo durante le prove con concentrazione di PAA di 2, 4 e 6 mg/l

4.1.3 Ozono

Le prove nelle quali è stato utilizzato l'ozono hanno fornito risultati parzialmente favorevoli. Questo perché l'impiego dell'ozono a concentrazioni di 10/15 mg/l non consente il raggiungimento delle prescrizioni di legge ma permette comunque una buona sterilizzazione.

Come si nota dai dati delle tabelle sottostanti, la concentrazione, analizzata a 7 e 15 minuti di prova, si presenta molto variabile e instabile, probabilmente a causa della difficoltà nell'impostazione e nella gestione dei parametri dei due diversi dosaggi. Mentre la resa di riduzione, che non raggiunge in nessuno caso il 100%, può trovare una ragione nella conformazione stessa dell'apparato che risulta sottoposto alla sola pressione atmosferica e quindi permette una risalita e una volatilizzazione troppo rapida delle bolle di gas che non restano sufficientemente a contatto con il fluido. Relativamente alle riduzioni logaritmiche si registrano dei valori leggermente al di sotto di quelli riscontrati in letteratura che però non impediscono di raggiungere percentuali di rimozione e concentrazioni finali in linea con tali valori.

In sintesi, si può constatare che, limitatamente alle due concentrazioni testate, non si evince una notevole differenza di resa proporzionalmente all'aumento di dosaggio, per entrambe le specie batteriche. L'ozono sembra agire più efficacemente sugli Enterococchi che sui coliformi e si potrebbero incrementare i valori di rimozione operando su un volume di controllo pressurizzato oppure abbinando alla disinfezione chimica l'azione ossidativa del corpo d'acqua, ossia rilasciando l'effluente in punti sufficientemente più a monte della foce.

Tabella 38: Risultati delle prove con concentrazione di ozono di 10 mg/l (prima tabella) e 15 mg/l (terza tabella) e dati di letteratura da prove analoghe (seconda e quarta tabella)

Dilution ratio	**1/4**	**Test volume**	**4 l**	**Escherichia Coli**				**Enterococci**			
SET	Q O2	O3 Dose	Contact time	C in	C out	Removal rate	LOG reduction	C in	C out	Removal rate	LOG reduction
	[l O2/min]	[mg/l]	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-
			0	1'500'000	1'500'000			105'000	105'000		
3	5	10	7		170	99.99	3.9		3'200	96.95	1.5
3	5	10	15		1'100	99.93	3.1		580	99.45	2.3

Literature values - Escherichia Coli						**Literature values - Enterococci**					
C O3	Contact time	C in	C out	Removal rate	LOG reduction	C O3	Contact time	C in	C out	Removal rate	LOG reduction
[mg/l]	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-	[mg/l]	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-
10	15	4'000'000	7000	99.83	3.4	10	15	100'000	60	99.94	3.1

Dilution ratio	1/4	Test volume	4 l	Escherichia Coli				Enterococci			
SET	Q O2	O3 Dose	Contact time	C in	C out	Removal rate	LOG reduction	C in	C out	Removal rate	LOG reduction
	[l O2/min]	[mg/l]	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-
			0	1'500'000	1'500'000			105'000	105'000		
3	2	15	7		11'000	99.27	2.1		2'400	97.71	1.6
3	2	15	15		3'700	99.75	2.6		500	99.52	2.3

Literature values - Escherichia Coli						Literature values - Enterococci					
C O3	Contact time	C in	C out	Removal rate	LOG reduction	C O3	Contact time	C in	C out	Removal rate	LOG reduction
[mg/l]	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-	[mg/l]	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-
15	15	4'000'000	3000	99.93	3.4	15	15	100'000	80	99.92	3.1

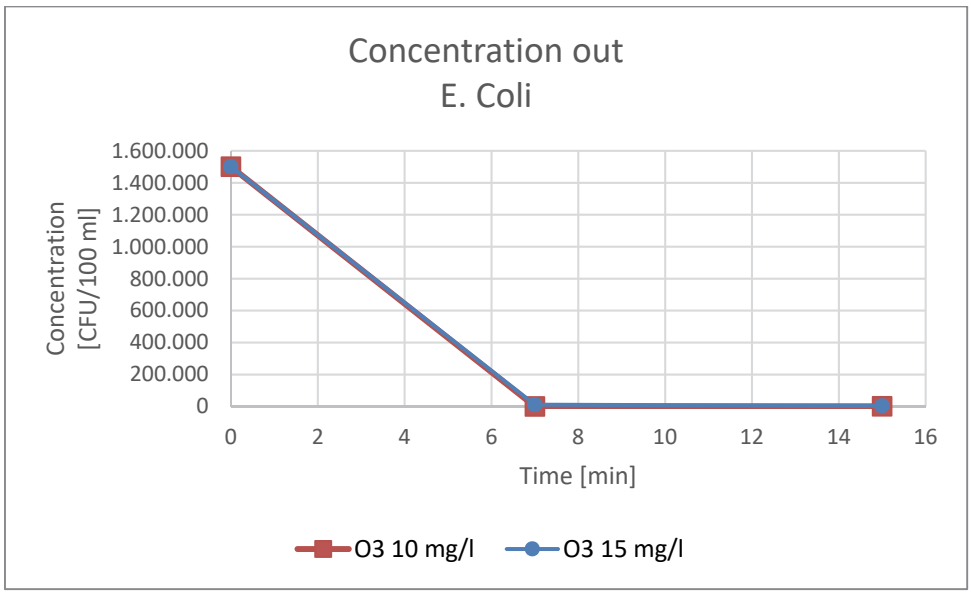


Grafico 10: Concentrazione di E. Coli nel tempo durante le prove con concentrazione di ozono di 10 e 15 mg/l

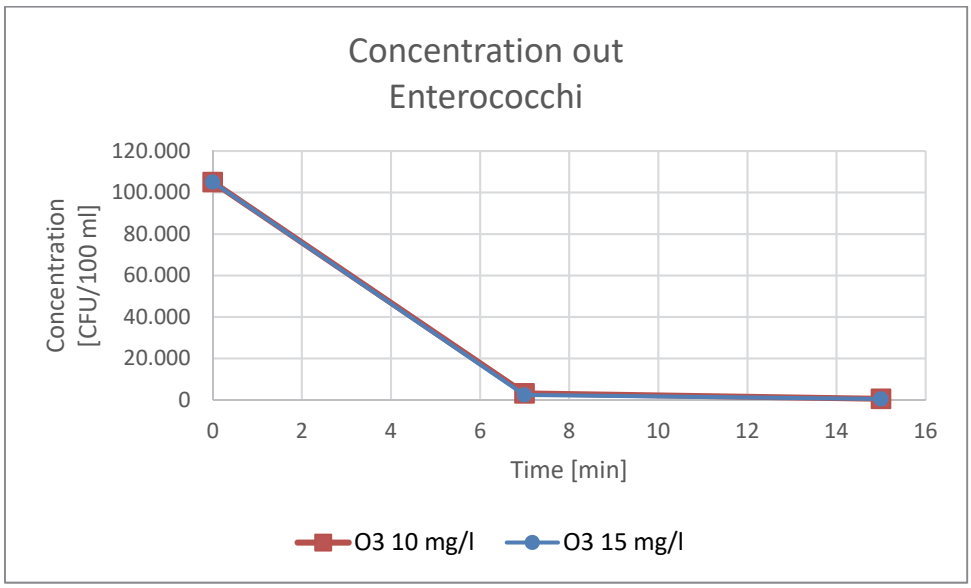


Grafico 11: Concentrazione di Enterococchi intestinali nel tempo durante le prove con concentrazione di ozono di 10 e 15 mg/l

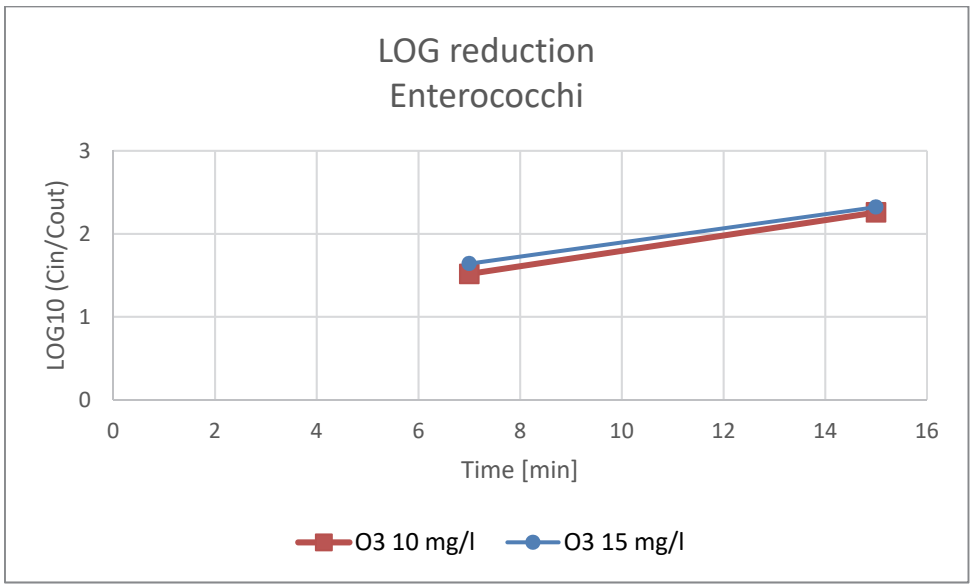


Grafico 12: Riduzione logaritmica della concentrazione di Enterococchi intestinali nel tempo durante le prove con concentrazione di ozono di 10 e 15 mg/l

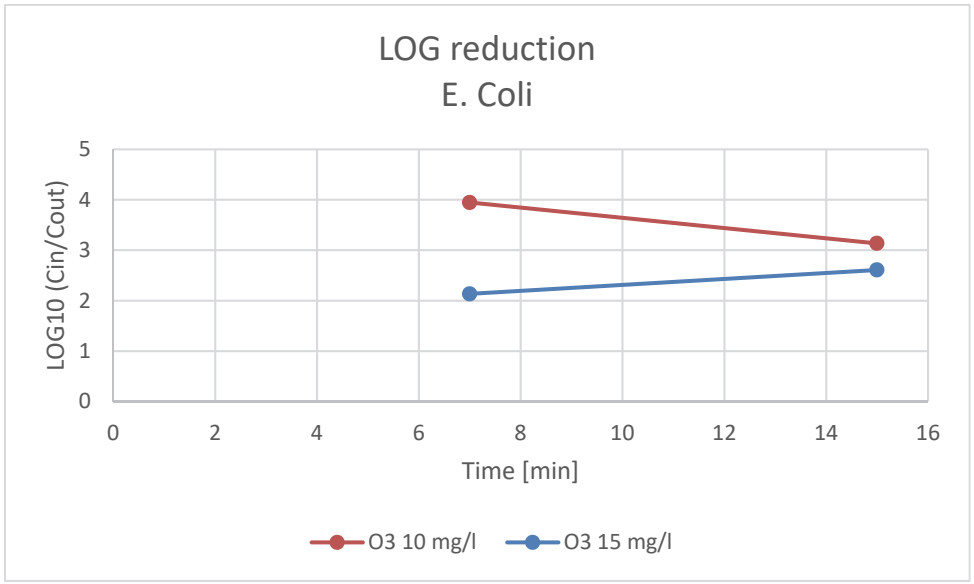


Grafico 13: Riduzione logaritmica della concentrazione di E. Coli nel tempo durante le prove con concentrazione di ozono di 10 e 15 mg/l

4.2 Risultati delle prove in scala pilota

4.2.1 UV e filtrazione

La combinazione di disinfezione fisica con raggi UV e pretrattamento per l'abbattimento di parte dei solidi ha avuto esiti eccellenti con dosi di 256,5 mJ/cm2, indipendentemente dalla tecnica di filtrazione impiegata. Questa dose corrisponde al trattamento di 0,1 m3/h per un tempo di ritenzione di 103 secondi. Si ricorda che il refluo, con trasmittanza UV (UVT) stimata del 40%, è stato fatto transitare all'interno di un reattore tubolare (tipo plug flow) sottoposto ad una radiazione con intensità costante di 2,5 mWs/cm2.

Relativamente alle prove effettuate con l'applicazione del sistema "filtro a sabbia e UV", come esposto nelle seguenti tabelle, a valle della filtrazione è stata ottenuta una riduzione del 62,8% della concentrazione di batteri coliformi e del 53,8% di quella degli Enterococchi. Questo effetto di parziale e apparente disinfezione del refluo è dovuto a due motivazioni principali:

- Parte delle colonie batteriche è adesa ai solidi, costituendo un biofilm (o microfouling) su di essi;
- I batteri costituiscono, essi stessi, parte dei solidi di un'acqua reflua. Precisamente, una frazione della parte volatile, biodegradabile e attiva dei solidi sospesi totali, come rappresentato nella schematizzazione successiva.

Quindi trattenendo i solidi all'interno di un filtro si compie un vero e proprio sequestro di comunità batteriche piuttosto che un'azione ossidativa più o meno permanente.

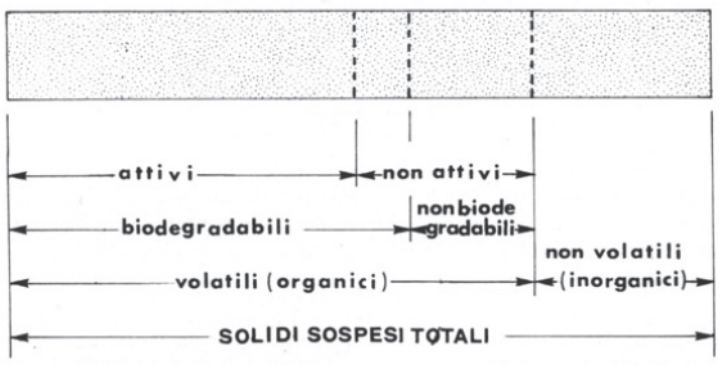


Figura 43: Partizione dei TSS dal punto di vista chimico

In seguito al trattamento con raggi ultravioletti, invece, le corrispondenti concentrazioni sono state abbattute ulteriormente fino a raggiungere il 100%. Si nota che applicando dosi di raggi UV inferiori, anche se i gradi di rimozione e le riduzioni logaritmiche risultano effettivamente abbondantemente al di sopra del 90% e dell'unità logaritmica, non permettono il conseguimento di sufficienti valori di concentrazione batterica.

L'adeguatezza degli esiti ottenuti è stata validata attraverso il confronto con dati di letteratura scientifica riguardanti delle prove analoghe (Rajala, 2003) effettuate con parametri operativi simili e descritti in basso. Si è ritenuto verosimile assumere questi dati come riferimento perché, anche essendo impiegate delle lampade UV con intensità molto più elevata, allo stesso tempo è stata trattata una portata di intensità notevolmente superiore e quindi si è conservata lo stesso rapporto di proporzionalità. Inoltre, in questo studio è stata sottoposta ad indagine solo la specie degli Escherichia Coli.

Tabella 39: Parametri operativi dell'impianto pilota nelle prove in sito (prima tabella) e del sistema usato nelle prove di letteratura analoghe (seconda tabella)

PARAMETRI OPERATIVI

Intensità	**Carico idraulico**	**area base**	**Qt**	**tc**
mW/cm2	**m/h**	**m2**	**m3/h**	**s**
2.5			0.3	34

Intensità	**Carico idraulico**	**area base**	**Qt**	**tc**
mW/cm2	**m/h**	**m2**	**m3/h**	**s**
2.5			0.2	51

Intensità	**Carico idraulico**	**area base**	**Qt**	**tc**
mW/cm2	**m/h**	**m2**	**m3/h**	**s**
2.5			0.1	103

PARAMETRI OPERATIVI

Intensità	Carico idraulico	area base	Qt	tc
mW/cm2	m/h	m2	m3/h	s
13.2	5	0.177	0.885	
13.2	10	0.177	1.77	

Intensità	Carico idraulico	area base	Qt	tc
mW/cm2	m/h	m2	m3/h	s
26.4	5	0.177	0.885	
26.4	10	0.177	1.77	

L’analisi dei dati conferma che le rese sono in linea con i valori di letteratura. Nella seconda prova, la percentuale di rimozione del 95%, dopo la filtrazione su sabbia, può essere trascurata perché, essendo applicata una portata di 1,77 m3/h, è molto probabile che si sia verificata una costipazione del materiale sabbioso del filtro che abbia fatto incrementare la resa.

Procedendo con l’esame dei valori ottenuti applicando il sistema “filtro a tela e UV” , parallelo a quello precedente, si riscontra una quasi totale inefficacia nell’abbattimento delle concentrazioni batteriche a valle della filtrazione, mentre sono significativi i risultati a seguito della disinfezione, i quali denotano percentuali di rimozione e LOG reduction molto elevate, già a dosaggi di 85,5 mJ/cm2, anche se in questo caso non vengono raggiunti gli obiettivi qualitativi prefissati dalla normativa.

Nei grafici a posteriori, sono rappresentate le rese di rimozione percentuale derivate dall’applicazione dei 3 diversi dosaggi testati, a seguito dello stesso processo di filtrazione. È evidente che le percentuali, tali per cui i valori di concentrazione dei patogeni (classe di qualità eccellente) vengono soddisfatti, sono quelle riguardanti le prove denominate “UV 3” indipendentemente dal pretrattamento.

Tabella 40: Risultati delle prove con filtro a sabbia e sistema UV a diversi dosaggi (prima tabella) e dati di letteratura da prove analoghe (seconda tabella)

CAMPIONE	IN		OUT SAND FILTER						OUT UV 1 (0.3 m3/h)					
TIPOLOGIA	E. Coli	Enterococchi	E. Coli	% red	LOG red	Enterococchi	% red	LOG red	E. Coli	% red	LOG red	Enterococchi	% red	LOG red
	CFU/100 ml	CFU/100 ml	CFU/100 ml			CFU/100 ml			CFU/100 ml			CFU/100 ml		
Istantaneo	39'000'000	1'200'000	10'000'000			520'000			280'000	98.1	1.7	39'000	93	1.2
Medio			19'000'000			590'000			OUT UV 2 (0.2 m3/h)					
Media ist + med			14'500'000	62.8	0.4	555'000	53.8	0.3	E. Coli	% red	LOG red	Enterococchi	% red	LOG red
Istantaneo	5'900'000	2'700'000							CFU/100 ml			CFU/100 ml		
Diluito 1:4	9'750'000	300'000							50'000	99.7	2.5	1'000	99.8	2.7
									OUT UV 3 (0.1 m3/h)					
									E. Coli	% red	LOG red	Enterococchi	% red	LOG red
									CFU/100 ml			CFU/100 ml		
									0	100	3	0	100	2.9

IN		OUT SAND FILTER						OUT UV 1					
E. Coli	Enterococchi	E. Coli	% red	LOG red	Enterococchi	% red	LOG red	E. Coli	% red	LOG red	Enterococchi	% red	LOG red
CFU/100 ml	CFU/100 ml	CFU/100 ml			CFU/100 ml			CFU/100 ml			CFU/100 ml		
3'200		1'200	62.5	0.4				60	95	1.3			
24'000		840	96.5	1.5				270	67.9	0.5			
								OUT UV 2					
								E. Coli	% red		Enterococchi	% red	
								CFU/100 ml			CFU/100 ml		
								1	99.9	3.1			
								8	99	2			

Tabella 41: Risultati delle prove con filtro a tela e sistema UV a diversi dosaggi

CAMPIONE	IN		OUT FILTRO A TELA						OUT UV 1					
TIPOLOGIA	E. Coli	Enterococchi	E. Coli	% red	LOG red	Enterococchi	% red	LOG red	E. Coli	% red	LOG red	Enterococchi	% red	LOG red
	CFU/100 ml	CFU/100 ml	CFU/100 ml			CFU/100 ml			CFU/100 ml			CFU/100 ml		
Istantaneo	39'000'000	1'200'000	1'500'000	84.6	0.8	590'000	0.0	0.0	30'000	98	1.7	20'000	96.6	1.5
Medio														
Media ist + med														
Istantaneo	5'900'000	2'700'000												
Diluito 1:4	9'750'000	300'000												
									OUT UV 3					
									E. Coli	% red	LOG red	Enterococchi	% red	LOG red
									CFU/100 ml			CFU/100 ml		
									40	100	4.6	100	100	3.8

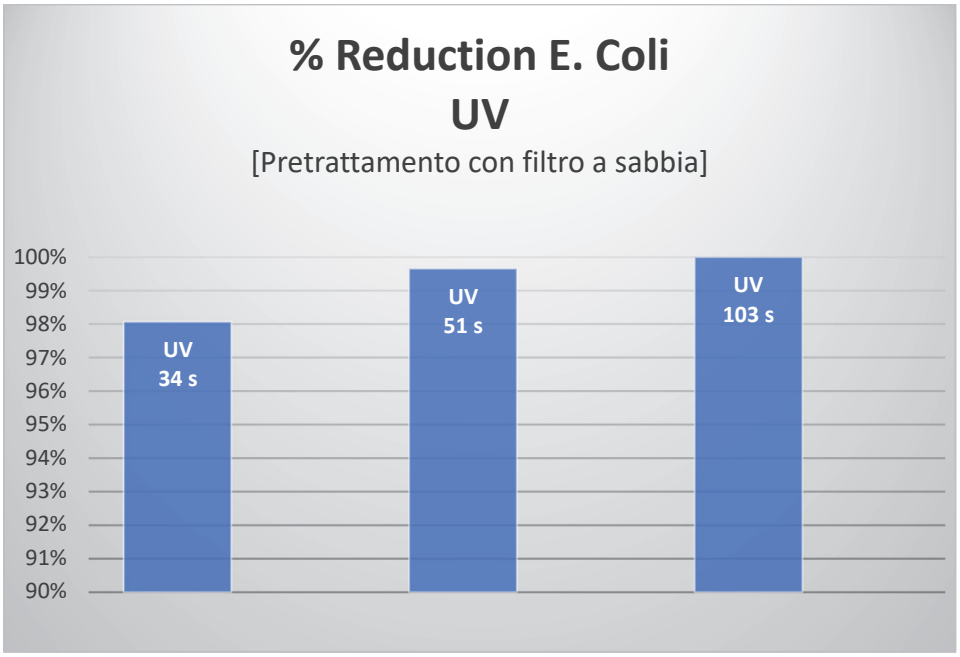


Grafico 14: Riduzione percentuale della concentrazione di Escherichia Coli dopo il trattamento a raggi UV a diversi dosaggi e pretrattamento con filtro a sabbia

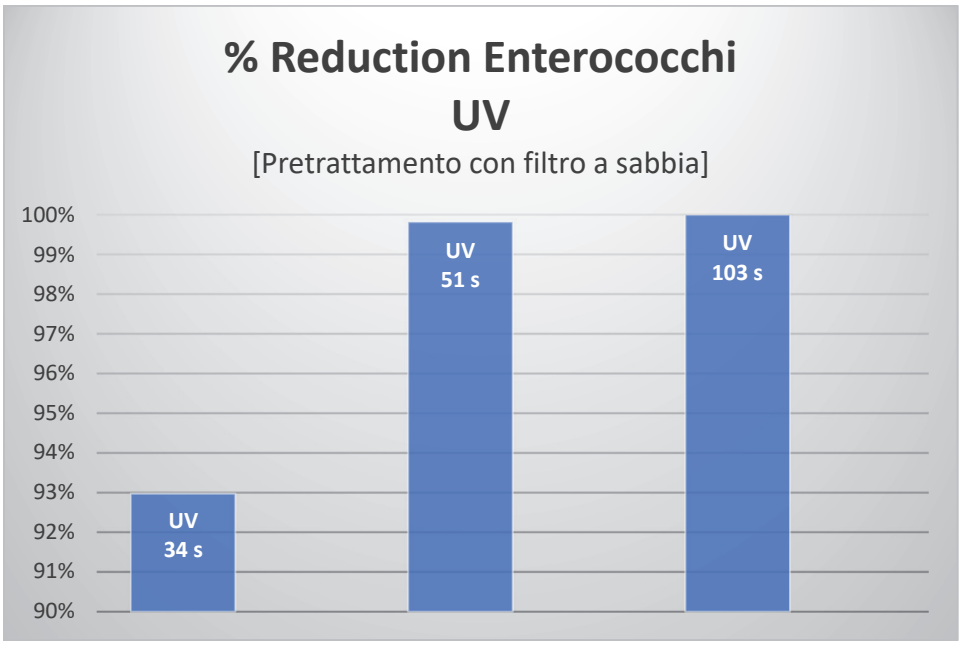


Grafico 15: Riduzione percentuale della concentrazione di Enterococchi dopo il trattamento a raggi UV a diversi dosaggi e pretrattamento con filtro a sabbia

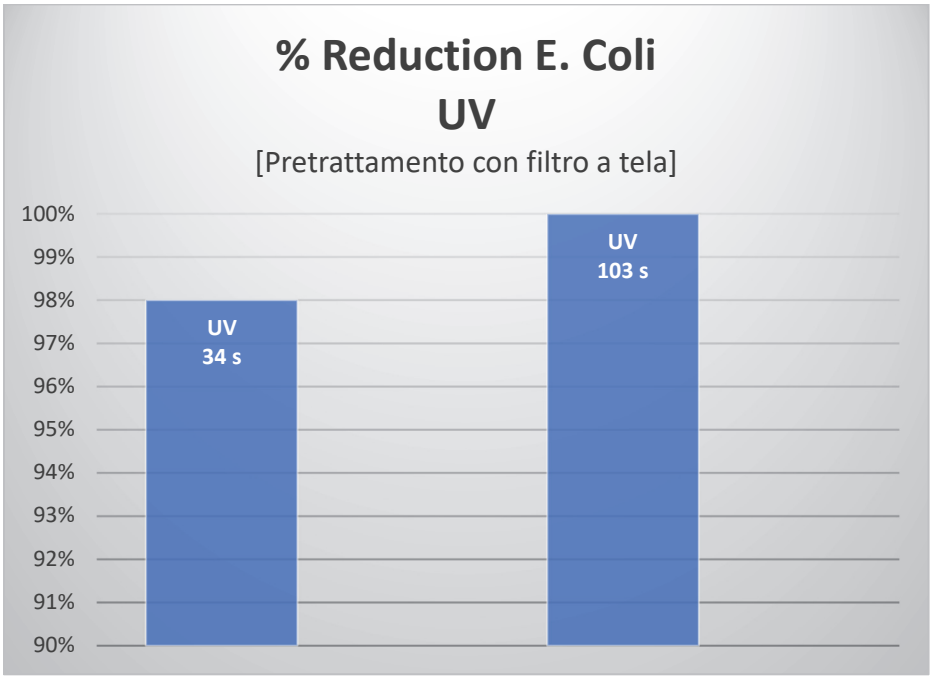


Grafico 16: Riduzione percentuale della concentrazione di Escherichia Coli dopo il trattamento a raggi UV a diversi dosaggi e pretrattamento con filtro a tela

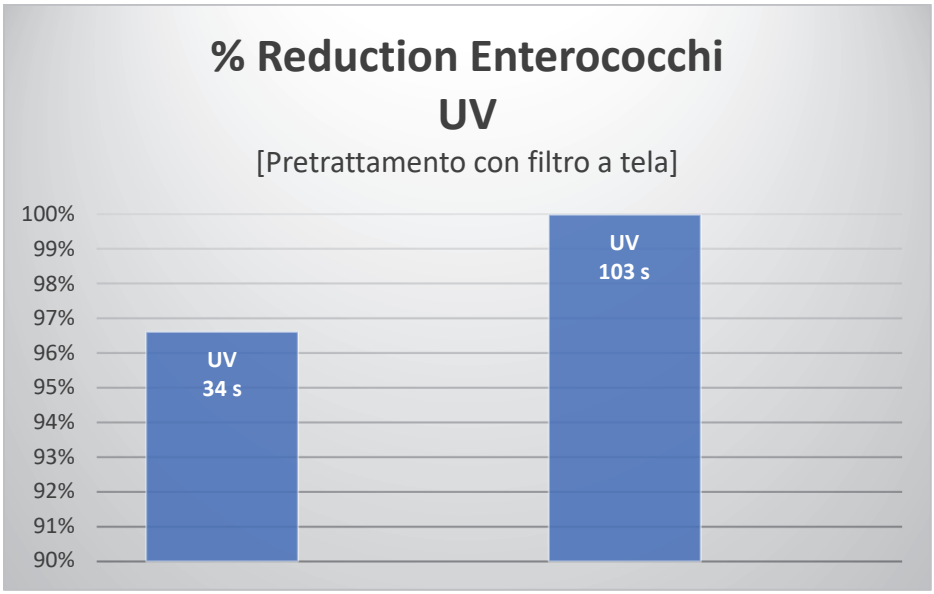


Grafico 17: Riduzione percentuale della concentrazione di Enterococchi dopo il trattamento a raggi UV a diversi dosaggi e pretrattamento con filtro a tela

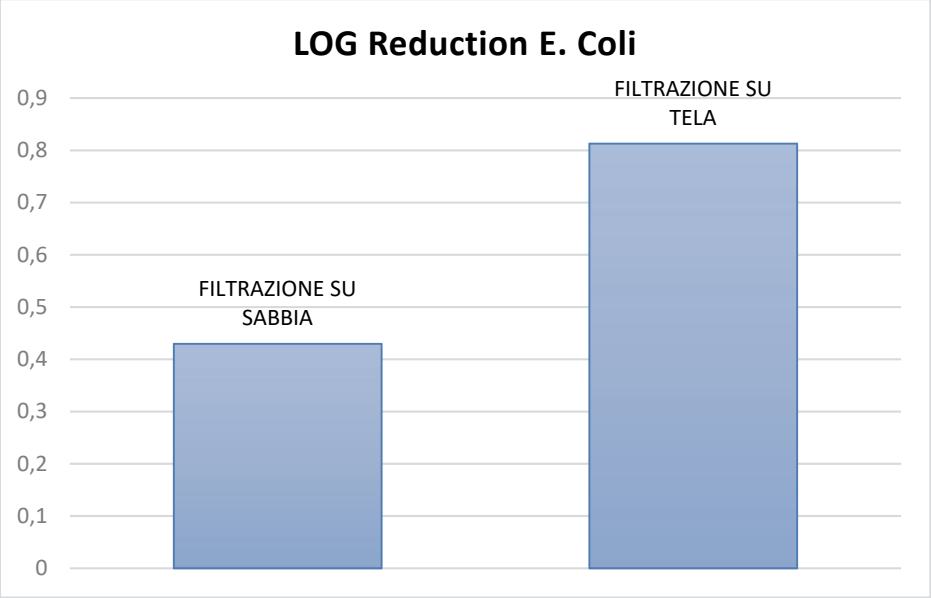


Grafico 18: Riduzione logaritmica della concentrazione di Escherichia Coli con filtrazione su sabbia e con filtrazione su tela

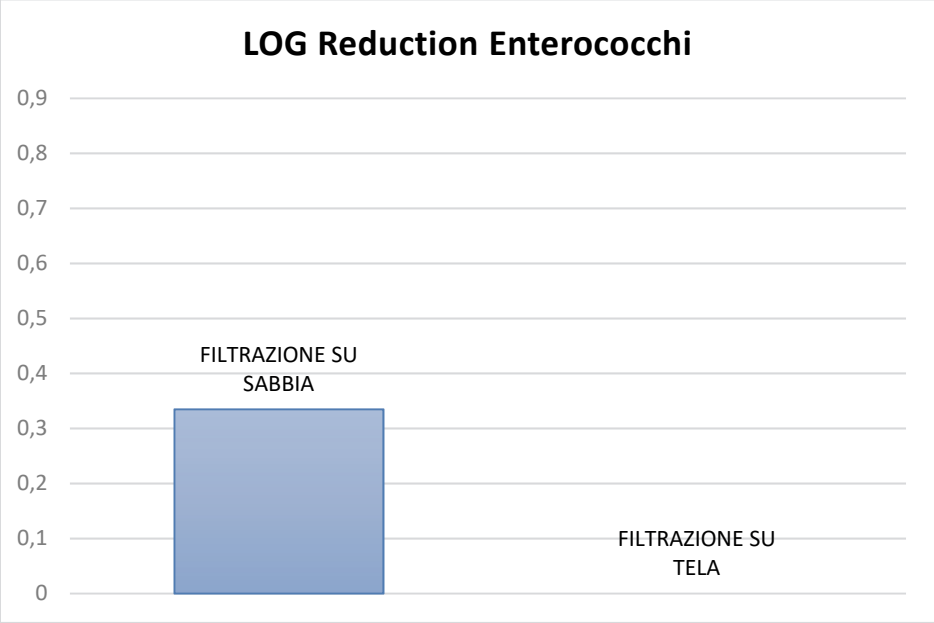


Grafico 19: Riduzione logaritmica della concentrazione di Enterococchi intestinali con filtrazione su sabbia e con filtrazione su tela

Tabella 42: Media e proporzionamento dei dati di letteratura sulla base delle dosi applicate

BACTERIAL SPECIES	APPLIED DOSE [mJ/cm2]	CONTACT TIME [sec]	INFLOW BACTERIAL CONCENTRATION [ufc/100 ml]	LOG REDUCTION [-]	OUTFLOW BACTERIAL CONCENTRATION [ufc/100 ml]	Reference
E. Intestinali	78	30	100'000	2	1'000	Tondera 2015
E. Intestinali	78	30	100'000	2	1'000	Tondera 2015
E. Intestinali	78	30	100'000	2.0	1'000	MEDIA
E. Intestinali	75.4	30	100'000	1.9	1'165	CALCOLO
E. Coli	78	30	4'000'000	2.2	20'000	Tondera 2015
E. Coli	78	30	4'000'000	2.2	10'000	Tondera 2015
E. Coli	78	30	4'000'000	2.2	15'000	MEDIA
E. Coli	75.4	30	4'000'000	2.1	29'847	CALCOLO

Oltre ai parametri microbiologici sono stati misurati anche tutti i parametri chimico-fisici tipicamente espressi nella caratterizzazione di un'acqua reflua. Per il caso in questione, il parametro di interesse è rappresentato principalmente dai solidi sospesi totali (TSS) per l'abbattimento dei quali sono stati realizzati i due dispositivi di filtrazione.

Esaminando i dati raccolti a monte e a valle delle filtrazioni e all'uscita del comparto di disinfezione unicamente dopo filtrazione su tela, si osserva che la percentuale di riduzione dei solidi è di 85,1%, concorde ai valori di letteratura. È importante notare che le concentrazioni in entrata alla filtrazione, caratterizzanti i vari influenti delle prove di letteratura, presentano valori molto esigui, probabilmente derivanti dai CSO con alti rapporti di diluizione. Questo attribuisce più valore alle rese ottenute dal filtro a sabbia perchè sono state raggiunte le stesse percentuali o, in alcuni casi maggiori, trattando delle CSO con carichi di massa nettamente più rilevanti. D'altro canto, anche le concentrazioni di COD, fosforo totale (Ptot) e fosfati (P-PO4) sono state ridimensionate in maniera considerevole, rispettivamente del 93,8%, 63,1% e 100%. Risultati chiaramente superiori a quelli di riferimento.

Per quanto riguarda i dati desunti dalle analisi sui campioni prelevati a valle della filtrazione su tela, viene evidenziata immediatamente una situazione anomala. Si verificano, al contempo, l'inefficacia del trattamento di filtrazione e delle ideali prestazioni di disinfezione. Questo è giustificabile mediante il fatto che le concentrazioni dei parametri dell'influente di tale prova sono state ricavate analiticamente dividendo per quattro i valori medi di tutti i campioni istantanei prelevati in precedenza. Ne consegue, quindi, che esse non risultano perfettamente conformi alle caratteristiche dell'influente utilizzato nella prova di filtrazione in questione in quel preciso istante e, dunque, sono state ottenute delle percentuali di rimozione e LOG reduction errate. D'altra parte, i valori acquisiti dalle analisi sui campioni a valle del trattamento con i raggi UV hanno registrato un effettivo decremento dei TSS rispetto alle concentrazioni in uscita dal filtro a tela. Soprattutto dopo la prova UV 1, dove si è verificato un grado di rimozione pari al 100%. Contemporaneamente, altri parametri, quali il COD, fosfati e fosforo totale, non hanno subito importanti variazioni tranne nel caso del fosforo totale nel quale le concentrazioni sono state dimezzate. Queste

ultime raccolte di dati conducono, di conseguenza, a tale conclusione: prestabilito che il comparto di disinfezione ad UV non produce nessuna riduzione di solidi, né tanto meno di altri inquinanti particolati, può essere dedotto che le percentuali di rimozione calcolate sono riferite al punto di uscita del filtro a tela.

Tabella 43: Dati identificativi dei campioni e dati di caratterizzazione dell'influente di prova (prima tabella) e dati di letteratura da prove analoghe (seconda tabella)

CAMPIONE			IN										
DATA	ORA	TIPOLOGIA	COD	N-NH4	TKN	N-NO2	N-NO3	Ntot	TSS	P-PO4	Ptot	Cl	SO4
			mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
25/09/2019	15:00	Istantaneo	238.7	39.0	55.3	0.0	1.9	57.2	160.0	7.9	5.7	141.5	76.9
30/09/2019	10:00	Istantaneo	402.2	59.5	76.7	8.6	0.0	85.3	246.0	3.4	6.9	147.2	81.7
30/09/2019	10:20	Istantaneo	455.3	56.6	85.0	6.6	0.0	91.6	426.0	3.5	7.9	117.3	77.6
30/09/2019		Media istantanei	428.7	58.0	80.8	7.6	0.0	88.5	336.0	3.4	7.4	132.2	79.6
30/09/2019		Diluito 1:4	107.2	14.5	20.2	1.9	0.0	22.1	84.0	0.9	1.9	33.1	19.9

IN 1										
COD	N-NH4	TKN	N-NO2	N-NO3	Ntot	TSS	P-PO4	Ptot	Cl	SO4
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
42.0						8.1				
67.0						16.7				
IN 2										
COD	N-NH4	TKN	N-NO2	N-NO3	Ntot	TSS	P-PO4	Ptot	Cl	SO4
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
41.0						5.6		0.24		
39.0						5.5	0.15	0.25		
IN 3										
COD	N-NH4	TKN	N-NO2	N-NO3	Ntot	TSS	P-PO4	Ptot	Cl	SO4
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
62.0						9.5				
113.0						20.0				

Tabella 44: Dati di output del filtro a sabbia (prima tabella) e dati di letteratura da prove analoghe (seconda tabella)

OUT SAND FILTER																					
COD	% red	N-NH4	% red	TKN	% red	N-NO2	% red	N-NO3	% red	Ntot	% red	TSS	% red	P-PO4	% red	Ptot	% red	Cl	% red	SO4	% red
mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l	
26.5	93.8	51.2	11.7	55.7	31.1	5.9	22.4	0.0	-	61.6	30.4	50.0	85.1	0.0	100.0	2.7	63.1	138.3	0.0	104.6	0.0

OUT SAND FILTER 1																					
COD	% red	N-NH4	% red	TKN	% red	N-NO2	% red	N-NO3	% red	Ntot	% red	TSS	% red	P-PO4	% red	Ptot	% red	Cl	% red	SO4	% red
mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l	
31.0	26.2											1.0	87.7								
65.0	3.0											2.1	87.4								
OUT SAND FILTER 2																					
COD	% red	N-NH4	% red	TKN	% red	N-NO2	% red	N-NO3	% red	Ntot	% red	TSS	% red	P-PO4	% red	Ptot	% red	Cl	% red	SO4	% red
mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l	
31.0	24.4											1.8	67.9			0.16	33.3				
32.0	17.9											2.7	50.9	0.15	0	0.21	16.0				
OUT SAND FILTER 3																					
COD	% red	N-NH4	% red	TKN	% red	N-NO2	% red	N-NO3	% red	Ntot	% red	TSS	% red	P-PO4	% red	Ptot	% red	Cl	% red	SO4	% red
mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l	
35.0	43.5											2.2	76.8								
67.0	40.7											0.8	96.0								

Tabella 45: Dati di output del filtro a tela e del sistema UV

OUT FILTRO A TELA										
COD	N-NH4	TKN	N-NO2	N-NO3	Ntot	TSS	P-PO4	Ptot	Cl	SO4
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
107.2	13.2	30.6	0.0	5.9	36.5	118.0	1.6	5.0	156.2	84.5

OUT UV 1										
COD	N-NH4	TKN	N-NO2	N-NO3	Ntot	TSS	P-PO4	Ptot	Cl	SO4
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
99.0	13.1	25.1	0.0	12.5	37.6	0.0	1.9	2.5	158.7	86.0

OUT UV 3										
COD	N-NH4	TKN	N-NO2	N-NO3	Ntot	TSS	P-PO4	Ptot	Cl	SO4
mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
127.8	13.4	24.3	0.0	10.1	34.4	54.0	1.7	2.4	162.2	90.1

4.3 Accumulo e trattamento presso l'impianto di depurazione di Lido di Fermo

La prima considerazione da fare a seguito all'osservazione dei risultati delle simulazioni riguarda la determinazione dell'SRT allo stato di fatto. Innanzitutto, l'equivalenza tra i valori delle caratteristiche dell'effluente in output e quelli medi annui da tabella di marcia 2018 ha permesso di validare il modello costruito con il software di simulazione. Il valore di concentrazione in uscita del Fosforo totale è l'unico a non risultare conforme al valore medio da tabella di marcia e ai limiti allo scarico da tabella 2 dell'allegato 5 parte terza del D.L. 152/2006, ma è stato possibile trascurare tale incongruenza perché le verifiche funzionali sono rivolte esclusivamente al bilancio e rimozione dell'azoto. Si è, quindi, dedotto che l'SRT relativo al primo scenario, rappresenta effettivamente quello reale ed è pari a 92 giorni. A differenza degli altri due scenari, 2a e 2b, che non sono risultati rappresentativi in quanto aventi delle concentrazioni di biomassa in vasca di circa 4200 e 2500 mg/l di MLSS a fronte di circa 8000 mg/l, valore misurato in laboratorio.

La seconda considerazione è quella inerente all'esclusione dell'unità di predenitrificazione dalla filiera di processo. Gli esiti delle simulazioni, attraverso la conformità delle concentrazioni ai limiti di legge, hanno chiarito che la rimozione dell'azoto, allo stato attuale dell'impianto e alle attuali condizioni di carico, può essere assolta anche senza predenitrificazione. Come dimostrano i vari scenari, molto eterogenei tra di loro, questa affermazione viene confermata anche modificando le concentrazioni della biomassa in vasca biologica e quindi l'SRT del sistema.

Tabella 46: Dati di caratterizzazione del processo e dell'effluente per i vari scenari di simulazione effettuate tramite software

		Scenario 1	Scenario 2a	Scenario 2b	Scenario 3	Scenario 4a	Scenario 4b	Scenario 4c
		PREDENITRO	PREDENITRO	PREDENITRO	NO PREDENITRO	NO PREDENITRO	NO PREDENITRO	NO PREDENITRO
SRT	d	91.6	45	25	91.5	76.5	45	25
Qr	m3/d	14353	14289	14186	14363	14353	14311	14226
Qw	m3/d	47.3	111.4	214	36.7	46.7	89.3	174
MLSS pred	mg/l	8041	4223	2528	-	-	-	-
MLVSS pred	mg/l	4388	2406	1511	-	-	-	-
MLSS den	mg/l	8038	4221	2527	9471	8019	4967	2966
MLVSS den	mg/l	4387	2405	1510	5089	4347	2782	1742
MLSS nitr 1	mg/l	8024	4207	2514	9456	8005	4953	2953
MLVSS nitr 1	mg/l	4371	2390	1496	5073	4332	2768	1728
MLSS nitr 2	mg/l	8011	4195	2503	9442	7990	4940	2940
MLVSS nitr 2	mg/l	4357	2377	1485	5059	4318	2754	1716
EFFLUENTE								
Q	m3/d	4412	4348	4245	4422	4412	4370	4285
N-NH4	mg/l	0.15	0.19	0.29	0.12	0.12	0.14	0.19
N-NO3	mg/l	7.12	6.95	6.7	7.46	7.43	7.31	7.11
N-NO2	mg/l	0.04	0.05	0.09	0.03	0.03	0.03	0.05
TKN filtered	mg/l	1.64	1.68	1.78	1.58	1.59	1.61	1.66
Ntot	mg/l	9.4	9	8.76	9.77	9.64	9.33	9.05
Ptot	mg/l	7.6	7.26	6.91	7.77	7.69	7.45	7.09
TSS	mg/l	7.86	4.16	2.53	9.24	7.84	4.88	2.95
COD	mg/l	29	26	24.81	29.87	28.79	26.52	25.05
BOD	mg/l	1.3	1.33	1.32	1.34	1.34	1.33	1.31

Tabella 47: Confronto tra i valori dei parametri caratteristici dell'effluente medio da tabella di marcia 2018 e quelli desunti dallo scenario 1 e 3

CARATTERISTICHE EFFLUENTE				
PARAMETRO	UM	MEDIA DA TABELLA DI MARCIA 2018	SCENARIO 1	SCENARIO 3
N-NH4	mg/l	0.18	0.15	0.12
N-NO3	mg/l	6.97	7.12	7.46
N-NO2	mg/l	0.11	0.04	0.03
TKN filtered	mg/l	1.29	1.64	1.58
Ntot	mg/l	8.44	9.4	9.77
TSS	mg/l	7.28	7.86	9.24
COD	mg/l	26.05	29	29.87
BOD	mg/l	7.47	1.3	1.34

Successivamente a questa prima analisi, sono state condotte ulteriori verifiche del processo di nitrificazione e denitrificazione in riferimento a tutti gli scenari ipotizzati. I risultati, riportati nelle pagine seguenti, mostrano che solo gli scenari 1, 3 e 4a riconfermano l'effettiva rimozione totale dell'azoto, mentre gli scenari 2a, 2b e 4c non superano nessuna delle due verifiche e lo scenario 4b risulta conforme alla verifica alla nitrificazione e non conforme per quella alla denitrificazione.

In conclusione, si può affermare con certezza che il processo di rimozione dall'azoto dalle acque reflue dell'impianto di depurazione di Lido di Fermo può essere eseguito, alle condizioni operative attuali, senza l'unità di predenitrificazione. A supporto di questa dichiarazione è stato deciso di prendere come riferimento i dati forniti dallo scenario 3, omettendo quelli dello scenario 4a. La scelta è legata ad un motivo puramente convenzionale, avendo assunto l'SRT come parametro di comparazione prioritario per le verifiche con lo scenario allo stato di fatto, piuttosto che la concentrazione degli MLSS in vasca.

Tabella 48: Scenario di simulazione del processo 1

SCENARIO 1

Unità operativa		Volume unitario	N° vasche LINEA 1	N° vasche LINEA 2	Volume per trattamento	Volume per CSO
Vasca prima pioggia	m3	763	1			763
Pre-denitrificazione	m3	1275	1		1275	
Denitrificazione	m3	1024	1	1	2048	
Nitrificazione	m3	2024	1	1	4048	
Totale comparto biologico	m3				7371	
Sedimentazione	m3	1061	1	1	2122	
Ispessitore	m3	150	1			150

BILANCIO VOLUMETRICO PER STOCCAGGIO CSO

Volume disponibile	Tipologia evento	m3	913	
Volume necessario (283)	Medio Anno tipo	m3	740	**CONFORME**
Volume necessario (283)	Max Anno tipo	m3	6799	**NON CONFORME**

DATI COMPARTO BIOLOGICO

SRT	d	91.6			
MLSS	kg/m3	8			
MLSS ricircolo	kg/m3	15			
Qmn	m3/h	186	HRT (Qmn)	h	40
Qmax	m3/h	557	HRT (Qmax)	h	13
Qp	m3/h	291	HRT (Qp)	h	25
Carico di Azoto influente	kg/d	245			
Kn a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.022			
Kd a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.021			

PROCESSO DI NITRIFICAZIONE

Carico di Azoto nitrificabile	kgN/d	387	
Carico di Azoto da nitrificare	kgN-NH4/d	225	**CONFORME**

PROCESSO DI DENITRIFICAZIONE

Carico di Azoto denitrificabile	kg N-NOX/d	304	
Carico di Azoto da denitrificare	kg N-NOX/d	207	**CONFORME**

Tabella 49: Scenario di simulazione del processo 2a

SCENARIO 2a

Unità operativa		Volume unitario	N° vasche LINEA 1	N° vasche LINEA 2	Volume per trattamento	Volume per CSO
Vasca prima pioggia	m3	763	1			763
Pre-denitrificazione	m3	1275	1		1275	
Denitrificazione	m3	1024	1	1	2048	
Nitrificazione	m3	2024	1	1	4048	
Totale comparto biologico	m3				7371	
Sedimentazione	m3	1061	1	1	2122	
Ispessitore	m3	150	1			150

BILANCIO VOLUMETRICO PER STOCCAGGIO CSO

Volume disponibile	Tipologia evento	m3	913	
Volume necessario (283)	Medio Anno tipo	m3	740	**CONFORME**
Volume necessario (283)	Max Anno tipo	m3	6799	**NON CONFORME**

DATI COMPARTO BIOLOGICO

SRT	d	45			
MLSS	kg/m3	4.2			
MLSS ricircolo	kg/m3	15			
Qmn	m3/h	186	HRT (Qmn)	h	40
Qmax	m3/h	557	HRT (Qmax)	h	13
Qp	m3/h	291	HRT (Qp)	h	25
Carico di Azoto influente	kg/d	245			
Kn a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.022			
Kd a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.021			

PROCESSO DI NITRIFICAZIONE

Carico di Azoto nitrificabile	kgN/d	214	
Carico di Azoto da nitrificare	kgN-NH4/d	223	**NON CONFORME**

PROCESSO DI DENITRIFICAZIONE

Carico di Azoto denitrificabile	kg N-NOX/d	168	
Carico di Azoto da denitrificare	kg N-NOX/d	206	**NON CONFORME**

Tabella 50: Scenario di simulazione del processo 2b

SCENARIO 2b

Unità operativa		Volume unitario	N° vasche LINEA 1	N° vasche LINEA 2	Volume per trattamento	Volume per CSO
Vasca prima pioggia	m3	763	1			763
Pre-denitrificazione	m3	1275	1		1275	
Denitrificazione	m3	1024	1	1	2048	
Nitrificazione	m3	2024	1	1	4048	
Totale comparto biologico	m3				7371	
Sedimentazione	m3	1061	1	1	2122	
Ispessitore	m3	150	1			150

BILANCIO VOLUMETRICO PER STOCCAGGIO CSO

Volume disponibile	Tipologia evento	m3	913	
Volume necessario (283)	Medio Anno tipo	m3	740	**CONFORME**
Volume necessario (283)	Max Anno tipo	m3	6799	**NON CONFORME**

DATI COMPARTO BIOLOGICO

SRT	d	25			
MLSS	kg/m3	2.5			
MLSS ricircolo	kg/m3	15			
Qmn	m3/h	186	HRT (Qmn)	h	40
Qmax	m3/h	557	HRT (Qmax)	h	13
Qp	m3/h	291	HRT (Qp)	h	25
Carico di Azoto influente	kg/d	245			

Kn a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.022
Kd a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.021

PROCESSO DI NITRIFICAZIONE

Carico di Azoto nitrificabile	kgN/d	135	
Carico di Azoto da nitrificare	kgN-NH4/d	222	**NON CONFORME**

PROCESSO DI DENITRIFICAZIONE

Carico di Azoto denitrificabile	kg N-NOX/d	106	
Carico di Azoto da denitrificare	kg N-NOX/d	204	**NON CONFORME**

Tabella 51: Scenario di simulazione del processo 3

SCENARIO 3

Unità operativa		Volume unitario	N° vasche LINEA 1	N° vasche LINEA 2	Volume per trattamento	Volume per CSO
Vasca prima pioggia	m3	763	1			763
Pre-denitrificazione	m3	1275	1			1275
Denitrificazione	m3	1024	1	1	2048	
Nitrificazione	m3	2024	1	1	4048	
Totale comparto biologico	m3				6096	
Sedimentazione	m3	1061	1	1	2122	
Ispessitore	m3	150	1			150

BILANCIO VOLUMETRICO PER STOCCAGGIO CSO

Volume disponibile	Tipologia evento	m3	2188	
Volume necessario (283)	Medio Anno tipo	m3	740	**CONFORME**
Volume necessario (283)	Max Anno tipo	m3	6799	**NON CONFORME**

DATI COMPARTO BIOLOGICO

SRT	d	91.5			
MLSS	kg/m3	9.5			
MLSS ricircolo	kg/m3	15			
Qmn	m3/h	186	HRT (Qmn)	h	33
Qmax	m3/h	557	HRT (Qmax)	h	11
Qp	m3/h	291	HRT (Qp)	h	21
Carico di Azoto influente	kg/d	245			
Kn a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.022			
Kd a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.021			

PROCESSO DI NITRIFICAZIONE

Carico di Azoto nitrificabile	kgN/d	456	
Carico di Azoto da nitrificare	kgN-NH4/d	225	**CONFORME**

PROCESSO DI DENITRIFICAZIONE

Carico di Azoto denitrificabile	kg N-NOX/d	220	
Carico di Azoto da denitrificare	kg N-NOX/d	207	**CONFORME**

Tabella 52: Scenario di simulazione del processo 4a

SCENARIO 4a

Unità operativa		Volume unitario	N° vasche LINEA 1	N° vasche LINEA 2	Volume per trattamento	Volume per CSO
Vasca prima pioggia	m3	763	1			763
Pre-denitrificazione	m3	1275	1			1275
Denitrificazione	m3	1024	1	1	2048	
Nitrificazione	m3	2024	1	1	4048	
Totale comparto biologico	m3				6096	
Sedimentazione	m3	1061	1	1	2122	
Ispessitore	m3	150	1			150

BILANCIO VOLUMETRICO PER STOCCAGGIO CSO

Volume disponibile	Tipologia evento	m3	2188	
Volume necessario (283)	Medio Anno tipo	m3	740	**CONFORME**
Volume necessario (283)	Max Anno tipo	m3	6799	**NON CONFORME**

DATI COMPARTO BIOLOGICO

SRT	d	76.5			
MLSS	kg/m3	8			
MLSS ricircolo	kg/m3	15			
Qmn	m3/h	186	HRT (Qmn)	h	33
Qmax	m3/h	557	HRT (Qmax)	h	11
Qp	m3/h	291	HRT (Qp)	h	21
Carico di Azoto influente	kg/d	245			

Kn a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.022
Kd a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.021

PROCESSO DI NITRIFICAZIONE

Carico di Azoto nitrificabile	kgN/d	456	
Carico di Azoto da nitrificare	kgN-NH4/d	223	**CONFORME**

PROCESSO DI DENITRIFICAZIONE

Carico di Azoto denitrificabile	kg N-NOX/d	220	
Carico di Azoto da denitrificare	kg N-NOX/d	205	**CONFORME**

Tabella 53: Scenario di simulazione del processo 4b

SCENARIO 4b

Unità operativa		Volume unitario	N° vasche LINEA 1	N° vasche LINEA 2	Volume per trattamento	Volume per CSO
Vasca prima pioggia	m3	763	1			763
Pre-denitrificazione	m3	1275	1			1275
Denitrificazione	m3	1024	1	1	2048	
Nitrificazione	m3	2024	1	1	4048	
Totale comparto biologico	m3				6096	
Sedimentazione	m3	1061	1	1	2122	
Ispessitore	m3	150	1			150

BILANCIO VOLUMETRICO PER STOCCAGGIO CSO

Volume disponibile	Tipologia evento	m3	2188	
Volume necessario (283)	Medio Anno tipo	m3	740	**CONFORME**
Volume necessario (283)	Max Anno tipo	m3	6799	**NON CONFORME**

DATI COMPARTO BIOLOGICO

SRT	d	45			
MLSS	kg/m3	5			
MLSS ricircolo	kg/m3	15			
Qmn	m3/h	186	HRT (Qmn)	h	33
Qmax	m3/h	557	HRT (Qmax)	h	11
Qp	m3/h	291	HRT (Qp)	h	21
Carico di Azoto influente	kg/d	245			
Kn a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.022			
Kd a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.021			

PROCESSO DI NITRIFICAZIONE

Carico di Azoto nitrificabile	kgN/d	248	
Carico di Azoto da nitrificare	kgN-NH4/d	224	**CONFORME**

PROCESSO DI DENITRIFICAZIONE

Carico di Azoto denitrificabile	kg N-NOX/d	120	
Carico di Azoto da denitrificare	kg N-NOX/d	206	**NON CONFORME**

Tabella 54: Scenario di simulazione del processo 4c

SCENARIO 4c

Unità operativa		Volume unitario	N° vasche LINEA 1	N° vasche LINEA 2	Volume per trattamento	Volume per CSO
Vasca prima pioggia	m3	763	1			763
Pre-denitrificazione	m3	1275	1			1275
Denitrificazione	m3	1024	1	1	2048	
Nitrificazione	m3	2024	1	1	4048	
Totale comparto biologico	m3				6096	
Sedimentazione	m3	1061	1	1	2122	
Ispessitore	m3	150	1			150

BILANCIO VOLUMETRICO PER STOCCAGGIO CSO

Volume disponibile	Tipologia evento	m3	2188	
Volume necessario (283)	Medio Anno tipo	m3	740	**CONFORME**
Volume necessario (283)	Max Anno tipo	m3	6799	**NON CONFORME**

DATI COMPARTO BIOLOGICO

SRT	d	25			
MLSS	kg/m3	3			
MLSS ricircolo	kg/m3	15			
Qmn	m3/h	186	HRT (Qmn)	h	33
Qmax	m3/h	557	HRT (Qmax)	h	11
Qp	m3/h	291	HRT (Qp)	h	21
Carico di Azoto influente	kg/d	245			

Kn a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.022
Kd a 12°	Kg N / Kg TVSS d	0.021

PROCESSO DI NITRIFICAZIONE

Carico di Azoto nitrificabile	kgN/d	156	
Carico di Azoto da nitrificare	kgN-NH4/d	222	**NON CONFORME**

PROCESSO DI DENITRIFICAZIONE

Carico di Azoto denitrificabile	kg N-NOX/d	75	
Carico di Azoto da denitrificare	kg N-NOX/d	205	**NON CONFORME**

4.3.1 Ozonatore

Dal confronto dei dosaggi di ozono è chiaramente visibile che l'ozonatore, installato presso l'impianto di depurazione, è in produrre un flusso di 4635 mg/l al secondo di ozono a fronte di una richiesta di 4200 mg/l al secondo. Questo risultato determina la reale possibilità di lavorare, a dosaggi costanti e pari al valore massimo consentito dal sistema, per tempi di contatto di 7 minuti ed ottenere le seguenti rese:

ESCHERICHIA COLI

- Grado di rimozione: 99,99%
- Riduzione logaritmica: 3,9

ENTEROCOCCHI

- Grado di rimozione: 96,95%
- Riduzione logaritmica: 1,5

Tabella 55: Dosaggi forniti dall'ozonatore di laboratorio e dall'ozonatore in impianto

STRUMENTO	CONCENTRAZIONE (mg/l)	TEMPO DI CONTATTO (s)	DOSE (mg/ls)
PROVE OZONO LABORATORIO	10	420	4200
	10	900	9000
	15	420	6300
	15	900	13500
OZONATORE IMPIANTO	103	45	4635
	103	25	2575

In termini di portata effettivamente trattabile giornalmente si è pervenuti, invece, agli esiti evidenziati in tabella.

Tabella 56: Portate effettivamente trattabili dall'ozonatore in impianto a diverse temperature esterne

		min	max	media	media	media	media
T	°C	0	0	0	10	20	35
Concentrazione O3	g/m3	103	103	103	99	96	91
Carico di massa O3	g/h	309	3708	2009	1938	1440	1370
Q trattabile teorica	m3/h	31	371	201	194	144	137
Q trattabile effettiva	m3/h	4	43	23	23	17	16
	m3/d	87	1038	562	543	403	383

Conversione da Nm3 a m3

T	l	m3
0	1000.0	1.000
10	1036.6	1.037
20	1073.2	1.073
35	1128.1	1.128

Preso atto che la stima del volume dei CSO scolmati subisce notevoli variazioni sia in base agli eventi riferiti a diversi tempi di ritorno sia in base entità di tale evento, si può affermare che sarà verosimile effettuare la disinfezione nei seguenti tempi, rispettivamente nell'ipotesi di evento medio ed evento massimo dell'anno tipo.

Tabella 57: Tempi necessari per effettuare il trattamento dell'intero volume scolmato riferito a diverse tipologie di evento

		min	max	media	media	media	media
T	°C	0	0	0	10	20	35
Concentrazione O3	g/m3	103	103	103	99	96	91
Carico di massa O3	g/h	309	3708	2009	1938	1440	1370
Q trattabile teorica	m3/h	31	371	201	194	144	137
Q trattabile effettiva	m3/h	4	43	23	23	17	16
	m3/d	87	1038	562	543	403	383

Tipologia evento	Volume scolmato (283)		Tempo totale necessario [d]					
			min	max	media	media	media	media
Medio Anno tipo	m3	740	9	1	1	1	2	2
Max Anno tipo	m3	6799	79	7	12	13	17	18

Si nota che per il primo tipo di evento il tempo necessario è di 1 giorno e 9 giorni, rispettivamente impiegando un flusso di ozono massimo o medio e uno minimo. Le criticità sorgono per l'altra tipologia di evento, abbastanza

estrema, che richiederebbe da 1 a 2 settimane fino a più di 2 mesi di trattamento per smaltire l'intero volume di CSO accumulato, rispettivamente con un flusso di ozono massimo, medio e minimo. Si può, dunque, constatare la reale fattibilità dello scenario di impiego della sezione di ozonolisi per tale scopo. Specificatamente, per quanto riguarda l'ultimo caso, alternativamente al trattamento ossidativo per tempi relativamente estesi, si rimanda ad ulteriori indagini legate al recupero di altre volumetrie di impianto o alla realizzazione ex novo di manufatti di stoccaggio.

Tabella 58: Risultati delle prove di laboratorio con concentrazione di ozono di 10 mg/l

PROVE DI LABORATORIO	Dilution ratio	1/4	Test volume [l]	4

				Escherichia Coli				Enterococci			
SET	Q O2	O3 Dose	Contact time	C in	C out	Removal rate	LOG reduction	C in	C out	Removal rate	LOG reduction
-	[l O2/min]	[mg/l]	[min]	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-	[CFU/100 ml]	[CFU/100 ml]	%	-
			0	1'500'000	1'500'000			105'000	105'000		
3	5	10	7		170	99.99	3.9		3'200	96.95	1.5
3	5	10	15		1'100	99.93	3.1		580	99.45	2.3

Conclusioni

Gli obiettivi di qualità di un corpo idrico superficiale marino, espressi dalla direttiva europea 2006/7/CE e sulla quale si basano i criteri di assegnazione della "bandiera blu", prevedono la conformità delle concentrazioni di due specie batteriche specifiche dell'inquinamento di origine fecale, quali Escherichia Coli ed Enterococchi. In merito alla problematica di superamento di tali concentrazioni microbiologiche alla foce del fosso Rio Valloscura e quindi nell'area costiera, è stato svolto il presente lavoro di ricerca sperimentale e redazione di possibili scenari di riduzione dell'impatto alterante.

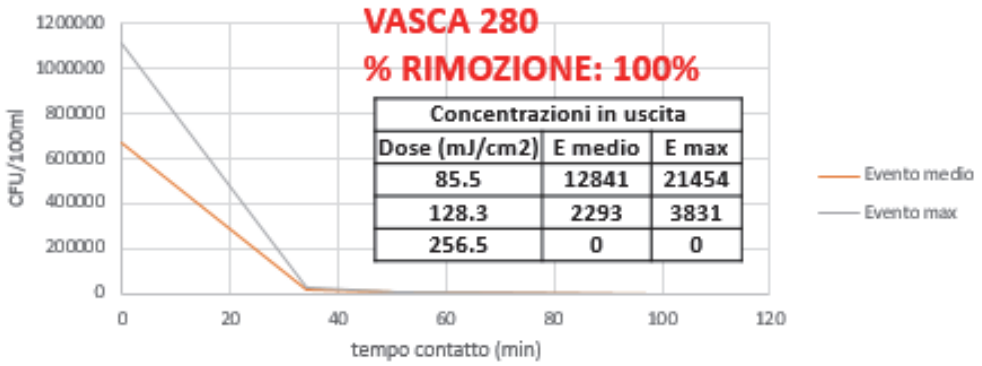
Nella fase preliminare di inquadramento della tematica, è stato eseguito un dettagliato screening normativo, partendo dal livello comunitario fino al livello provinciale e alla regolamentazione aziendale. A questo è stato affiancato un approfondimento sulle varie tecniche di disinfezione tradizionale ed innovative, oltre allo svolgimento di una campagna di campionamento volta alla caratterizzazione chimico-fisica e microbiologica delle acque del fosso, delle acque reflue all'interno dei manufatti sfioratori e in alcuni punti specifici dell'impianto di depurazione di Lido di Fermo.

Il corpo centrale del lavoro può essere suddiviso in due parti principali: la prima, di tipo sperimentale, riguardante le applicazioni, su CSO simulati, di agenti ossidanti di tipo chimico, quali acido peracetico, performico e ozono, e di tipo fisico, quali raggi ultravioletti; la seconda, riguardante l'elaborazione di scenari di monitoraggio, gestione e trattamento dei flussi di scolmo degli sfioratori maggiormente responsabili della variazione qualitativa delle acque del fosso in esame. Lo scenario, proposto in questo studio, prevede l'accumulo e il trattamento in sito, tramite impianto pilota opportunamente scalato, di CSO scolmati dalle vasche 277 e 280. D'altra parte, il flusso derivante dalla vasca 283 verrà convogliato direttamente presso l'impianto di depurazione ed ivi stoccato, in alcuni manufatti adibiti a tale scopo, e sottoposto ad ossidazione all'interno del comparto di ozonolisi.

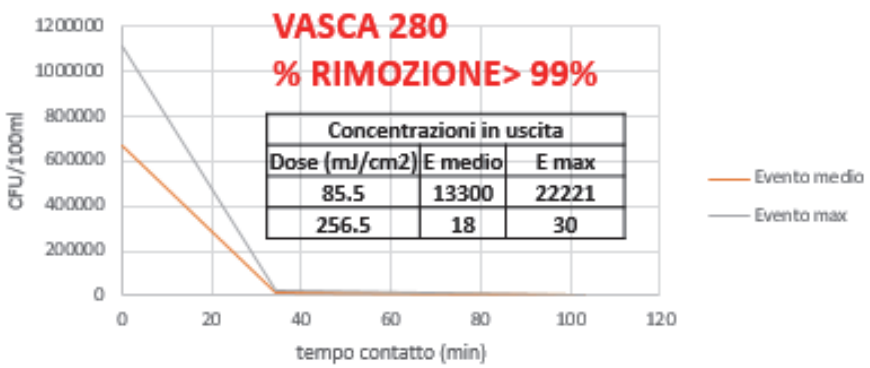
I risultati delle prove sperimentali, svolte in parte in laboratorio e in parte attraverso l'impiego dell'impianto pilota, in sinergia con le strategie

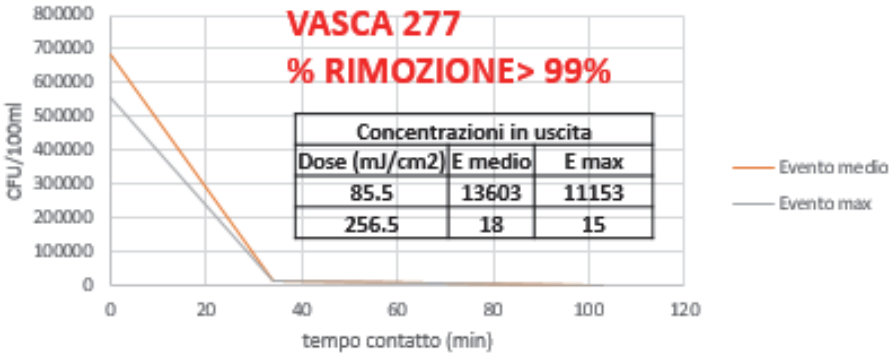
gestionali proposte hanno condotto alle conclusioni riportate nei grafici seguenti.

FILTRO A SABBIA + UV



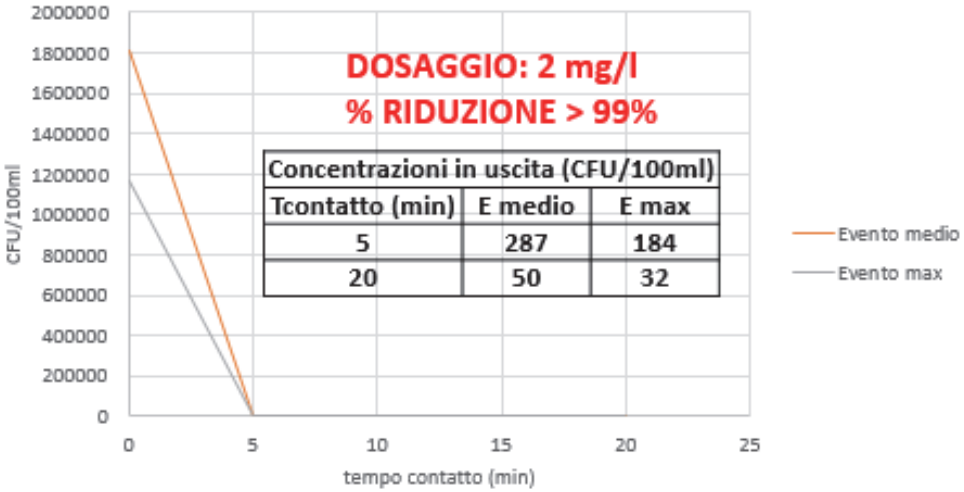
FILTRO A TELA + UV



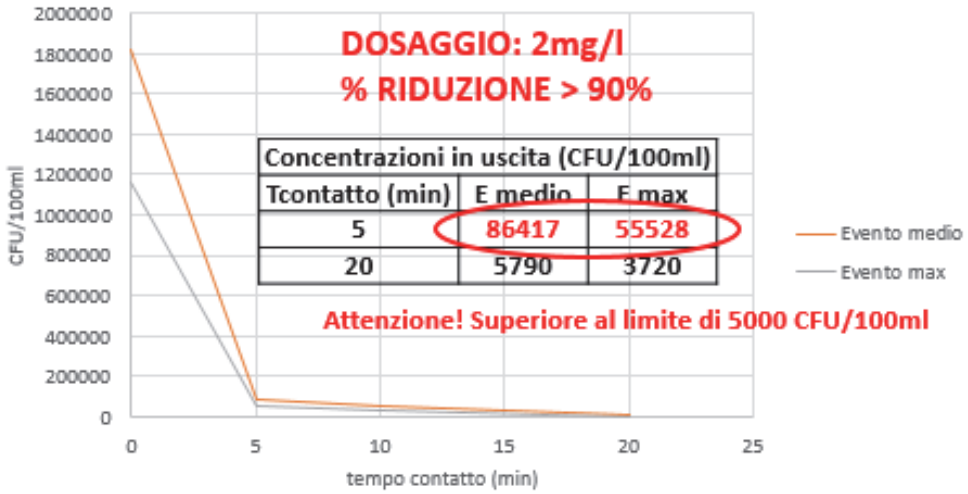


DOSAGGIO DI AGENTI CHIMICI: PAA O PFA

Disinfezione con performico



Disinfezione con peracetico



UTILIZZO OZONATORE

EVENTO	Cin (UFC/100ml)	Cout (UFC/100ml)	% riduzione
Evento medio	1814761	206	99.99%
Evento massimo	1166096	132	99.99%

Considerata Log Reduction (3.9)
corrispondente ad una dose di **4.2 g/ls**

Con il trattamento di disinfezione localizzato dei volumi scolmati dalla vasca 277 e 280, analogamente alla tipologia di filtrazione preliminare adottata, si ottiene una rimozione dei batteri coliformi del 100% con sistema "filtro a sabbia e UV" e maggiore del 99% con sistema "filtro a tela e UV".

In aggiunta, immagazzinando presso l'impianto i volumi scolmati relativi alla vasca 283 ed effettuando un'operazione di ossidazione con acido peracetico, performico o impiegando l'unità di ozonolisi presente, si possono ottenere le rispettive rese di rimozione: maggiore del 90%, maggiore del 99% e 100%. Chiaramente sarà privilegiato l'impiego dell'ozono perché risulta un ottimo compromesso tra resa di rimozione e sicurezza, oltre che, in questo caso, risultare conveniente dal punto di vista dei costi di investimento, essendo già presente nella filiera di processo dell'impianto.

In termini di pressione sul corpo idrico in esame, espressa come carico di massa di Escherichia Coli, essa risulta effettivamente ridotta di una percentuale del 78% rispetto al totale allo stato di fatto.

Nello studio di fattibilità dello scenario proposto, restano da quantizzare ed individuare le possibili aree per l'installazione dei serbatoi di stoccaggio dei CSO in sito. Un ruolo altrettanto fondamentale è giocato dal sistema di monitoraggio e prevenzione prima, durante e dopo un evento di pioggia, il quale permetterebbe di avere un maggiore controllo delle condizioni qualitative delle acque del fosso ed orientare gli interventi sulla base delle criticità riscontrate istantaneamente.

Appendice

Metodiche analitiche per la valutazione dei principali macroparametri inquinanti

La qualità delle acque reflue lungo la rete fognaria è stata monitorata tramite il prelievo di campioni, all'interno delle vasche, che sono stati poi analizzati, nel laboratorio di Ingegneria Chimica Ambientale del Dipartimento SIMAU dell'Università Politecnica delle Marche, per la valutazione dei parametri più significativi:

pH

Il pH (Potential of Hydrogen) è la scala di misura dell'acidità o della basicità di una soluzione acquosa ed indica la concentrazione di ioni idrogeno H+ in essa presenti e viene definita come

$$pH = - \log_{10} [H+]$$

In funzione del valore di pH si distinguono soluzioni acide e soluzioni basiche. Le prime sono tutte quelle sostanze che in acqua creano il rilascio di ioni H+ liberi determinando valori di pH della soluzione minori di 7, mentre le seconde sono intese come quelle sostanze che in acqua rilasciano ioni OH- determinando valori di pH della soluzione maggiori di 7. Nel caso in cui il pH risultasse pari a 7 si parla di sostanza neutra (es. l'acqua distillata).

La determinazione del pH avviene tramite piaccametro, consistente in una sonda costituita da un elettrodo combinato e da un dispositivo elettronico che raccoglie i dati della sonda e li trasforma in valori numerici di pH.

In particolare, la sonda è un elettrodo a vetro che misura la differenza di potenziale elettrico su due lati di una sottile membrana di vetro posta all'estremità dell'elettrodo. Tale differenza di potenziale è legata alla differenza tra le concentrazioni degli ioni idrogeno all'interno e all'esterno della membrana. Per l'effettiva misurazione si immerge la sonda nel liquido da testare e semplicemente con un movimento lento e rotatorio si attende la lettura che compare sul display.

Conducibilità

È la capacità di una soluzione di condurre corrente elettrica. Viene misurata per mezzo di un conduttimetro, il quale è composto da una cella di conducibilità, una sonda di temperatura e uno strumento di misura.

Il conduttimetro misura la conducibilità elettrica degli ioni disciolti in una soluzione. Per questo motivo si applica un campo elettrico tra due elettrodi e si misura la resistenza elettrica della soluzione. Per evitare alterazioni delle sostanze o effetti di cappa sugli elettrodi, viene applicata una corrente alternata.

La misura viene espressa generalmente in μS/cm, ma esistono forme alternative che permettono di esprimere la conducibilità di una soluzione in termini di salinità o di solidi totali disciolti.

Parametro fondamentale è la temperatura poiché ha un doppio effetto sugli elettroliti e influisce sulla loro soluzione e sulla mobilità ionica, pertanto all'aumentare di questo parametro si registra anche un aumento di conducibilità.

Per definire la conducibilità del refluo influente ed effluente viene impiegato il conduttimetro portatile COND 70, il quale dopo pochi istanti dall'immersione della sonda nel campione restituisce il valore di conducibilità e della temperatura.

Alcalinità e alcalinità parziale

Per alcalinità si intende la determinazione globale di tutte le basi deboli presenti nell'acqua, ossia idrossidi, carbonati e bicarbonati di elementi come calcio, magnesio, sodio, potassio. Nella pratica essa rappresenta la capacità dell'acqua di "resistere" a cambiamenti indotti del suo pH.

Per la determinazione dell'alcalinità si ricorre ad una titolazione pH-metrica utilizzando lo strumento di titolazione Metrohmmod 848 con agitatore magnetico Stirrermod 801.

La procedura richiede una beuta da 50ml all'interno della quale si introducono 30ml di campione con un magnete, dopodiché si aggiunge acqua distillata fino a raggiungere il livello di 50ml per poter immergere con agevolezza la sonda pH, quindi si fa partire il programma per la misura dell'alcalinità.

Lo strumento esegue automaticamente la titolazione del campione dosando una soluzione standard di acido cloridrico (HCl).

In funzione della quantità di acido aggiunto si osserverà una curva, che nel tempo svilupperà due flessi, di cui uno a pH 8/8,3 e l'altro a pH 4,2/4,4. Il primo si registra nel momento in cui avviene la neutralizzazione di tutti gli ioni idrossidi e di metà dei carbonati presenti nel campione, mentre il secondo in corrispondenza della neutralizzazione di tutte le basi deboli.

A questo punto noto il volume di HCl impiegato per la titolazione, si determina l'alcalinità con la formula

$$Alcalinità\ totale(mg/l\ CaCO_3) = \frac{V_{HCL} * N * 100 * 50}{V}$$

dove

VHCL = volume di HCl dosato dal titolatore (ml)

N = normalità dell'HCl (generalmente 0,1 N)

V = volume del campione di refluo testato (ml).

L'alcalinità parziale viene determinata in maniera del tutto analoga a quella totale, l'unica differenza risiede nella quantità di HCl impiegata per la titolazione. In particolare, si considera il volume di acido usato fino al raggiungimento di un pH=5,75

TSS

I solidi sospesi rappresentano la frazione solida contenuta nel refluo recuperabile tramite filtrazione del campione a 0,45µm.

Inizialmente si prende il filtro con porosità 0.45µm, lo si essicca in stufa a 105°C per almeno 2h e lo si raffredda posandolo in un essiccatore a sali

igroscopici. Una volta raggiunta la temperatura ambiente si pesa ottenendo il peso reale del filtro.

Il filtro così tarato viene posto al di sopra di una pietra porosa collegato inferiormente ad un apparecchio che convoglia il campione filtrato inferiormente in una beuta e superiormente ad un cilindro metallico per evitare che il liquido da filtrare si disperda lateralmente. La beuta è collegata ad una pompa aspirante per accelerare il processo di filtrazione.

A filtrazione avvenuta il filtro viene fatto asciugare per pochi secondi su un pezzo di carta e posto su un vetrino che verrà introdotto nella stufa a 105°C per 2 ore, al termine delle quali verrà recuperato, fatto raffreddare nell'essiccatore e successivamente pesato.

Il valore ottenuto sottratto al peso iniziale del filtro fornirà il valore in mg dei TSS, che rapportati al volume di campione analizzato e moltiplicati per 1000 darà i mg TSS/l, come espresso nella formula

$$Solidi\ sospesi\ a\ 105°C(mg/l) = \frac{(P_{105} - T_{105})}{V} * 1000$$

dove

T105 = tara del filtro a 105°C (mg)

P105 = tara del filtro + campione essiccato a 105°C (mg)

V = volume di campione filtrato (ml)

Più alto sarà il volume di campione da analizzare e più preciso sarà il risultato. Nel presente studio si è analizzato un campione di 50 ml.

COD

Quantità di ossigeno richiesta per ossidare chimicamente, con particolari modalità operative standardizzate, le sostanze ossidabili presenti nei liquami.

Si tratta di un indice che individua non solo le sostanze organiche ossidabili biologicamente, ma anche le sostanze organiche ossidabili chimicamente.

Il COD viene normalmente utilizzato come indice del contenuto di sostanze carboniose presenti nel campione, esprime quindi l'entità del carico inquinante. BOD e COD sono due parametri strettamente correlati tra loro,

tanto da avere un rapporto caratteristico rBOD5/ COD che per un refluo domestico si aggira tra 0,4 e 0,8.

Negli ultimi anni ed in particolare con l'utilizzo dei modelli parametrici per la simulazione dei processi biologici, il BOD è stato sostituito dal COD nella progettazione degli impianti di depurazione, che è stato ulteriormente suddiviso in sottosistemi più significativi dei quali solo alcuni sono determinabili con metodiche semplici. La ripartizione del COD nelle varie frazioni indicate varia da refluo a refluo.

In una tipica acqua reflua civile le frazioni sono così presenti

rbCOD: è il COD prontamente disponibile (in soluzione) relativo a composti organici a basso peso molecolare quali VFA, zuccheri, alcoli, aldeidi, etc.. Rappresenta il 15-20% del COD totale

sbCOD: è la frazione di COD lentamente biodegradabile (in sospensione o particolato) relativa a sostanze a basso peso molecolare ed in sospensione che debbono essere prima adsorbite sulla biomassa e poi idrolizzate a RBCOD, altrimenti possono essere idrolizzati anche in soluzione. Rappresenta invece il 65-70% del COD totale

nbCOD:è il COD non biodegradabile relativo a composti recalcitranti che si comportano da puri traccianti negli impianti (sia in soluzione (5% del totale) che in sospensione (10% del totale)).

L'analisi del COD è stata eseguita sul campione totale (COD totale) e sul campione precedentemente filtrato a 0,45 µm (COD solubile).

Nelle apposite provette per l'analisi del COD si inseriscono 20 ml di campione con l'aggiunta di alcuni reagenti, quali

una puntina di spatola di Argento solfato (Ag_2SO_4) come catalizzatore

1/3 di cucchiaino di Mercurio solfato ($HgSO_4$) per bloccare l'ossidazione dei cloruri che altrimenti interferiscono nella misura

10 ml di bicromato di potassio ($K_2Cr_2O_7$) con concentrazione 0,1 N per ossidare la sostanza organica presente nei campioni

25 ml di acido solforico (H_2SO_4)

Le provette vengono posizionate all'interno del Reattore della VELP SCIENTIFICA ECO 6 e vengono coperte con dei condensatori per il recupero

dei liquidi evaporati. Si avvia quindi il programma di riscaldamento a 150°C per 2 ore.

La concentrazione delle sostanze organiche e inorganiche ossidabili, secondo la procedura standard, deve essere proporzionale alla quantità di bicromato di potassio consumato.

Al termine della digestione del campione, è necessario lasciare raffreddare le provette a temperatura ambiente e procedere successivamente alla titolazione del campione. Si aggiungono 3 gocce di ferroina come indicatore, le quali portano ad una colorazione blu-verde dei campioni. Ne consegue quindi la titolazione dell'eccesso di bicromato con soluzione standard di solfato ferroso ammonico Fe(NH4)2 (SO4)2 0,125 N, fino a viraggio del colore da blu-verde a marrone-rossastro. Una volta noti i ml di solfato ferroso necessari per la titolazione è possibile ricavare la concentrazione di COD con la formula

$$COD(mg\ O_2/l) = \frac{(A-B) * N * 8000}{V}$$

dove

A = volume di soluzione di solfato ferroso ammonico usati per la titolazione del bianco (ml)

B =volume di soluzione di solfato ferroso ammonico usati per la titolazione del campione (ml)

N = normalità della soluzione di solfato ferroso ammonico (0,125 N)

V = volume di campione usato per l'analisi (ml)

BOD

Il BOD esprime la quantità di ossigeno necessaria per l'ossidazione biochimica delle sostanze contenute in un'acqua. La sua determinazione tende a riprodurre le condizioni che si possono verificare normalmente nei corpi idrici e negli impianti di depurazione di tipo biologico. La richiesta di ossigeno è dovuta generalmente a composti organici i cui atomi di carbonio vengono utilizzati dai microrganismi per le varie attività vitali

(accrescimento, respirazione, riproduzione), a composti ossidabili dell'azoto utilizzati come fonte energetica da batteri specifici come il Nitrosomonas e il Nitrobacter, e all'ossidazione di sostanze inorganiche come il ferro II, i solfuri e i solfiti. Nei primi due casi le sostanze consumano ossigeno attraverso meccanismi biochimici mentre quelle del terzo caso lo fanno generalmente attraverso processi chimici.

La determinazione del BOD è una tecnica che ha molte limitazioni come la necessità di utilizzare batteri attivi ben acclimatati, la necessità di pretrattamenti ad hoc nel caso di rifiuti tossici, l'interferenza da parte dei batteri nitrificanti, può essere misurato solo l'organico biodegradabile, non è possibile ipotizzare una stechiometria precisa dopo che la parte organica solubile è stata consumata, il tempo di analisi è arbitrario e normalmente più lungo rispetto alle altre analisi chimiche utilizzate. Tutte queste restrizioni influenzano la riproducibilità dell'analisi perciò la procedura viene standardizzata al massimo.

La misura si basa sulla differenza di ossigeno disciolto nella soluzione prima e dopo la digestione, a temperatura controllata di 20°C, della durata di 5 giorni. Il valore è normalmente espresso in mgO2/l.

Il prelievo e la conservazione del campione devono essere effettuati in contenitori di vetro sterili e refrigerati alla temperatura di 3-4°C per un periodo non superiore a 24 ore. Tuttavia, è raccomandabile eseguire la determinazione del parametro entro il minor tempo possibile dal prelievo del campione.

L'analisi del BOD viene eseguita sul campione tal quale ed essa si basa sul criterio di misurazione del cambiamento di pressione, che si realizza all'interno di contenitori di vetro sigillati, a causa dell'attività dei microrganismi che utilizzano l'ossigeno presente nell'atmosfera a disposizione. Per questo motivo, il sistema è anche in grado di catturare la CO2 rilasciata dai microrganismi ed evitare di avere errori di valutazione.

Si dosa, quindi, nelle apposite bottiglie, in numero pari al numero dei campioni da analizzare, un volume di campione in base al valore atteso di BOD che può essere stimato determinando il valore del COD e moltiplicandolo per 0,5. Di seguito si riportano i volumi da dosare in riferimento a campioni di acque reflue urbane.

Volume di campione da dosare		Valore atteso di BOD	
ml	100	mg/l	999
ml	150	mg/l	600
ml	250	mg/l	250
ml	400	mg/l	90

Successivamente, in ogni bottiglia viene inserito uno stirrer magnetico e viene aggiunta dell'Alliltiurrea (ATU) al 5% (50 mg in 100 ml di acqua distillata) per inibire il processo di ammonificazione, come da tabella sottostante:

Volume di campione dosato		Volume di ATU da dosare	
ml	100	ml	0.3
ml	150	ml	0.5
ml	250	ml	0.8
ml	400	ml	1.3

Nella trappola per CO2, al di sotto del sensore elettronico, vengono inserite circa 10 scaglie di KOH all'85% w/w (in peso). Si attendono 20 minuti, prima dell'inizio effettivo della prova, collocando le bottiglie in un frigo termostatato a 20°C. Dopodiché, si settano i sensori elettronici con i dati relativi alle concentrazioni di BOD attese, come da tabella precedente, e si da inizio alla misurazione. Quest'ultima avrà una durata di 5 giorni solari e

consentirà di determinare digitalmente il valore di concentrazione del BOD espresso in mgO2/l. La misurazione può anche essere eseguita giornalmente, durante la digestione, per consentire di ricostruire graficamente un andamento temporale. Si precisa che nel caso in cui si effettuasse la prova su campioni di effluenti ad un impianto di depurazione o su campioni di acque superficiali è necessario inoculare una biomassa aerobica al 10% rispetto al volume totale del campione.

Ammoniaca

L'azoto totale (Ntot), insieme al fosforo totale, rappresenta il nutriente di maggiore importanza per la crescita biologica ed è

presente nelle acque di scarico sotto diverse forme

Azoto organico (Norg) (25% del totale)

Azoto ammoniacale (N-NH4)

Azoto nitroso (N-NO2)

Azoto nitrico (N-NO3)

La concentrazione di azoto ammoniacale nel refluo viene determinato tramite l'utilizzo del distillatore VELP SCIENTIFICA, mod.UDK 127 e del titolatore Metrohmmod. 848 con agitatore magnetico Stirrermod. 801.

50 ml di campione vengono posti all'interno di un provettone e posizionato nel vano di distillazione coperto da una protezione in plexiglass. Sotto il tubicino di raccolta del liquido distillato invece va posizionato un becker contenente 25 ml di acido borico al 4%.

Si programma il distillatore in modo che fornisca 30 ml di soluzione di NaOH e compia un ciclo di distillazione di 7 minuti, al termine del quale nel becker di raccolta del distillato avremo acido borico + ammoniaca.

A questo punto si inserisce nel becker un magnete ed il tutto viene collocato sull'agitatore magnetico del titolatore. Avviando un programma per la titolazione dell'ammoniaca lo strumento esegue automaticamente la titolazione del campione dosando una soluzione standard di acido cloridrico. Seguendo la curva della variazione del pH in funzione dell'acido aggiunto è

possibile osservare un punto flesso a pH di circa 4,5, corrispondente alla neutralizzazione dell'ammoniaca. In base al volume di HCl dosato è possibile ricavare la concentrazione di ammoniaca presente utilizzando una formula matematica standard

$$Azoto\ Ammoniacale\ (mg/l\ N-NH_4) = \frac{(a-b)}{C} * N * 14 * 1000$$

dove

a = volume di HCl normalizzato impiegati per titolare il campione (ml)

b = volume di HCl normalizzato impiegati per titolare il bianco (ml)

C = volume del campione di refluo testato (ml)

N = normalità dell'HCl titolante (eq/l)

14 = fattore per esprimere l'azoto ammoniacale in mg/l di N- NH4 e non in mg/l di NH4.

A fine prova è importante far compiere un ciclo di lavaggio (NaOH=0, per 7 minuti) in modo da rimuovere tracce di ammoniaca che potrebbero influenzare negativamente analisi successive.

TKN

L'azoto Kjeldahl (TKN) è la misura complessiva dell'azoto organico e dell'azoto ammoniacale:

TKN = N-NH4 + Norg

L'analisi del TKN può esser effettuata su campioni totali (TKN totale) e su campioni precedentemente filtrati a 0,45 µm (TKN solubile). Si inseriscono 50 ml di campione all'interno dei provettoni del distillatore insieme ad alcuni reagenti, quali

2 cucchiai pieni di Potassio solfato (K2SO4) come coadiuvante per innalzare il punto di ebollizione dell'acido solforico

Una puntina di spatola di Mercurio ossido rosso (HgO) come catalizzatore da aggiungere obbligatoriamente sotto cappa

10 ml di Acido solforico (H2SO4) necessario per l'idrolisi acida, da aggiungere anch'esso sotto cappa.

I provettoni vanno quindi inseriti nel digestore della VELP SCIENTIFICA, mod. DK 6 e coperti in modo tale che i vapori acidi prodotti possano essere catturati e convogliati in una tanica tramite l'impiego di una pompa aspirante.

Assicuratosi che la cappa aspirante sia in funzione si avvia il programma di digestione della durata di 6 ore che permette la trasformazione dell'azoto organico in solfato di ammonio ((NH4)2SO4).

Al termine del programma, il campione risulta mineralizzato e si lascia raffreddare per poi proseguire con la distillazione. Come per l'ammoniaca si imposta il ciclo di distillazione della durata di 7 ore con l'aggiunta, questa volta, di 60ml di soluzione di NaOH. Al termine del ciclo, così come per l'ammoniaca, si procede con la titolazione dalla quale si ottengono i ml di HCl dosato per avere un pH 4,5 e si ricava il valore del TKN applicando la seguente formula

$$TKN\ (mg/l\ N) = \frac{(a-b)}{C} * N * 14000$$

dove

a = volume di HCl normalizzato impiegati per titolare il campione (ml)

b = volume di HCl normalizzato impiegati per titolare il bianco (ml)

C = volume di campione di refluo testato (ml)

N = normalità dell'HCl titolante (eq/l) .

Anioni e cationi

Per la determinazione dei principali cationi (sodio, potassio, magnesio, calcio) ed anioni (cloruri, nitriti, nitrati, fosfati, solfati) presenti nelle matrici acquose è stata impiegata una tecnica cromatografica con l'utilizzo rispettivamente dei cromatografi ionici Dionex DX-120 e ICS-1000.

L’analisi si esegue sul permeato ottenuto dalla filtrazione a 0,45 µm dei campioni, in modo da privarli delle parti grossolane che potrebbero intasare la colonna cromatografica e falsare l’analisi. I campioni vengono inseriti dentro provette, le quali a loro volta si inseriscono in una rotaia pronte per la separazione cromatografica delle specie chimiche presenti nella miscela. La separazione cromatografica avviene sfruttando le proprietà di una fase stazionaria solida, costituita da una resina polimerica scambiatrice di ioni e contenuta all’interno della colonna, e una fase mobile liquida a base di carbonato di calcio che viene pompata dentro la colonna ed ha la funzione di convogliare il campione attraverso la fase stazionaria. Nella colonna i vari ioni sono soggetti ad essere più o meno trattenuti dalla fase stazionaria in funzione della loro affinità per la resina, che dipende dagli ioni stessi, dalla valenza e dalla concentrazione.

Dopo un certo tempo, caratteristico per ogni specie chimica, gli ioni vengono rilasciati dalla resina, tornano nell’eluente e insieme lasciano la colonna.

In questo modo la miscela iniziale subisce una suddivisione nelle sue parti costituenti e il tempo di ritenzione di ogni specie viene riportato in funzione della concentrazione dei soluti nel grafico di risposta (cromatogramma). Nel cromatogramma si individuano dei picchi per ogni componente della miscela che confrontati con quelli dati dallo standard permettono l’identificazione univoca degli ioni e la successiva valutazione quantitativa.

Fosforo

Come l’azoto, il fosforo è uno dei nutrienti principali per crescita dei microrganismi biologici che, se scaricato nei corpi idrici superficiali in quantità eccessive, comporta lo sviluppo di fenomeni di eutrofizzazione. Il fosforo è costituito da diverse frazioni più o meno solubili, di cui l’ortofosfato, che è la forma più solubile, rappresenta il 50 % del totale riscontrabile in refluo urbano, e il fosforo organico, che invece ne costituisce il 10 %.

La determinazione della concentrazione di fosforo viene eseguita per mezzo di metodi spettrofotometrici. Vengono preparate tante beute quanti sono i

campioni da analizzare, più un'ulteriore beuta: queste vengono riempite con 50 ml di refluo mentre la beuta aggiuntiva viene riempita con 50 ml di acqua distillata ed andrà a rappresentare il "bianco" di riferimento al momento della lettura allo spettrofotometro. In tutti i provini vengono poi aggiunti:

2 ml di acido solforico (H_2SO_4),

4 ml di acido nitrico (HNO_3).

Le beute così preparate vengono poi posizionate su di una piastra riscaldante e sottoposte a bollitura ad una temperatura di 200 – 250 °C per un tempo sufficiente a raggiungere circa 20 ml di campione: in questo modo si ottiene la solubilizzazione delle diverse frazioni di fosforo in ortofosfati. Al termine di questa fase, i campioni vengono fatti raffreddare e in seguito diluiti, in modo da ottenere provini da sottoporre alla lettura tramite lo spettrofotometro. I campioni vengono quindi diluiti versando il contenuto delle beute all'interno di matracci da 25 ml con l'ausilio di un imbuto di vetro, a cui viene aggiunta acqua distillata per portare a volume il campione.

I matracci così riempiti vengono chiusi con gli appositi tappi e agitati in modo da ottenere una completa miscelazione del campione al suo interno: in seguito viene prelevato 1 ml del contenuto e versato all'interno di matracci da 50 ml. La fase successiva prevede l'aggiunta di diversi reagenti chimici:

3 gocce di fenolftaleina $C_{20}H_{14}O_4$, con la funzione di tracciante,

Soluzione di NaOH 6N fino al raggiungimento del campione della tipica della colorazione rosa,

1 – 2 gocce di acido solforico H_2SO_4 per il ritorno alla trasparenza del campione.

Il composto così ottenuto viene poi diluito nuovamente aggiungendo acqua distillata fino al raggiungimento dei 50 ml. In seguito, si aggiungono:

2 ml di reattivo molibdico, ottenuto sciogliendo in acqua molibdato di ammonio e nitrato di ammonio NH_4NO_3, per poi acidificare con acido nitrico HNO_3,

3 gocce di cloruro stannoso in glicerina $SnCl_2$.

Al termine dell'aggiunta dei diversi reagenti si attendono 6 minuti, nei quali il composto tende ad assumere una colorazione blu che sarà tanto maggiore quanto maggiore è la concentrazione di fosforo nel campione analizzato. Successivamente si passa alla lettura dell'adsorbanza allo spettrofotometro ONDA mod. UV-20: viene dapprima inserito il campione ottenuto con acqua distillata, che manterrà la sua trasparenza; dopo di che vengono inseriti tutti gli altri campioni e letti i valori di adsorbanza ad una lunghezza d'onda di 690 nm. La concentrazione di fosforo viene quindi calcolata utilizzando i valori di intercetta e pendenza della curva di taratura dello strumento.

Metodiche analitiche per la valutazione dei parametri microbiologici

Escherichia Coli e Enterococchi

In generale, le acque sono caratterizzate da concentrazioni più o meno rilevanti di microrganismi di natura biologica alcuni dei quali patogeni e altri che non comportano conseguenze sulla salute umana. Tra quelli patogeni si evidenzia il gruppo dei microrganismi definiti "indicatori di contaminazione fecale", comprensivo delle specie degli Escherichia Coli e degli Enterococchi, ossia quelli che vengono eliminati da individui infetti attraverso le feci e raggiungono l'ambiente acquatico piuttosto che le acque dei circuiti fognari.

L'esame microbiologico delle acque fornisce il valore di concentrazione, solitamente espresso in UFC/100 ml (Unità Formanti Colonie su 100 ml di soluzione), della specie batterica oggetto di verifica. Le valutazioni quali-quantitative effettuate si basano su tecniche analitiche che ne permettono l'evidenziazione e/o lo sviluppo.

Per l'acquisizione dei dati necessari allo studio della problematica affrontata nella tesi corrente piuttosto che per l'implementazione del modello informatico della rete fognaria afferente al bacino di Valloscura, sono stati analizzati campioni di acque reflue fognarie, campioni prelevati all'ingresso

dell'impianto di depurazione e campioni di acque del fosso Rio Valloscura che, con il loro apporto inquinante, se non neutralizzato, influenzano e modificano le caratteristiche del corpo idrico recettore ossia l'ambiente marino costiero.

Il prelievo dei campioni deve essere effettuato con recipienti sterili immersi direttamente nel fluido da campionare senza nessun risciacquo preliminare che ne asporterebbe il tiosolfato presente sulle pareti. Questo ione ha lo scopo di inibire l'azione disinfettante di eventuali agenti chimici ossidanti presenti nel fluido campionato e quindi di consentire una stima rappresentativa delle specie batteriche. I contenitori utilizzati nella campagna di campionamento in oggetto hanno un volume di 500 ml, una concentrazione (a volume massimo) di 20 mg/l di tiosolfato e, generalmente, sono state riempite con un volume pari a 300 ml per consentire un'efficace agitazione del refluo prima di procedere con l'analisi di laboratorio.

La raccolta del campione deve essere accompagnata da alcune determinazioni da effettuare sul luogo per evitare misure non corrette ottenute in laboratorio in un secondo momento. Tra queste ci sono quelle relative alla temperatura, ossigeno disciolto e pH.

Il trasporto deve avvenire in modo che i campioni siano mantenuti al riparo dalla luce e ad una temperatura compresa fra +4°C e +10°C per la quale è necessario usare frigoriferi portatili. Tra il momento del prelievo e l'esecuzione delle analisi microbiologiche deve essere rispettato un determinato range temporale raccomandato per acque dolci superficiali, acque marine e acque di scarico che va da un minimo di 6-8 ore fino ad un massimo di 24 ore, come indicato dalla seguente tabella.

Tabella 59: Tempi massimi per conservazione campione per analisi microbiologiche

Tabella 1: Tempi massimi (ancora accettabili) raccomandati per la conservazione dei campioni per analisi microbiologiche	
Gruppi di organismi da ricercare	**Tempo massimo (accettabile) in ore**
Organismi vitali a 22°C o 36°C	8 (12)
Escherichia coli e coliformi	12 (18)
Enterococchi	12 (18)
Batteri e spore di Clostridi solfito-riduttori	48 (72)
Batteriofagi	48 (72)
Salmonella e altre Enterobatteriacee	12 (18)
Enterovirus	48 (72)
Cisti/oocisti di Giardia/Cryptosporidium	48 (72)
Amoebae	48 (72)
Staphylococcus	8 (12)
Pseudomonas aeruginosa	8 (12)
Legionella	48 (72)
Cianobatteri	48 (72)
Campylobacter	6 (8)
Uova di Elminti (a pH 2,0)	48 (72)

Per tale scopo si è scelto di applicare il metodo 7030-F (come da Manuali e Linee guida 29/2003 di APAT-IRSA-CNR) che consente di valutare, in un determinato volume di acqua, la concentrazione di Escherichia Coli con procedura di conta diretta su campioni di acque superficiali e acque reflue anche sottoposte a trattamento.

Riferimenti

ARERA. (2017a). *Regolazione della* qualità *tecnica del servizio idrico integrato 562/2017/R/IDR .*

ARERA. (2017b). *Regolazione della qualità tecnica del servizio idrico integrato 748/2017/R/IDR.*

ARERA. (2017c). *Regolazione della qualità tecnica del servizio idrico integrato ovvero di ciascuno dei singoli servizi che lo compongono 917/2017/R/IDR Allegato A.*

Chhetri. (2014). Chemical disinfection of combined sewer overflow waters using. *Science of the Total Environment*.

Crocetti, P. (2019). *Analisi sperimentale degli impatti sanitari-ambientali di scaricatori di fognatura mista e possibili misure di mitigazione.*

Eureau. (2016). *Overflows from collecting systems.*

Gehr. (2009). Performic acid (PFA): tests on an advanced primary. *Water Science and Technology*.

Metcalf, E. &. (2014). *Wastewater Engineering - Treatment and Resource Recovery, Fifth Edition.*

PTA; Regione Emilia-Romagna. (2005). *Piano di Tutela delle Acque della Regione Emilia-Romagna – Delibera n.40 del 21 Dicembre 2005.*

PTA; Regione Marche. (2010). *Piano di Tutela della Regione Marche DACR n.145 26/01/2010.*

PTUA; Regione Lombardia. (2017). *Piano di Tutela della Regione Lombardia – d.g.r. n.6990 del 31 Luglio 2017.*

Rajala, R. L. (2003). Removal of microbes from municipal wastewater effluent by rapid sand filtration and subsequent UV irradiation. *Water Science and Technology*.

Romero, P. (2015). Reduction through Ozonation: Effects of Different Specific Dosages and Operative Management Aspects in a Full-Scale Study. *American Society of Civil Engineers*.

Tondera, K. (2015). Reducing pathogens in combined sewer overflows using ozonation or UV irradiation. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*.

USEPA. (2001). U.S. EPA HPV Chemical Challenge Program Test Plan for the Formates Category. *USEPA publications*.

Sitografia

https://www.arera.it

https://www.regione.marche.it

https://www.regione.emilia-romagna.it

https://www.regione.lombardia.it

http://www.bandierablu.org

https://www.ato5marche.it

http://www.arpa.marche.it

https://www.ciip.it

https://www.legambiente.it

https://epa.gov.it

Indice delle figure

Figura 1: Simulazione del funzionamento di un CSO 7
Figura 2: Diversi scenari di gestione della rete fognaria ed implicazioni sulla balneabilità..... 23
Figura 3: Territorio in gestione a CIIP Spa..... 25
Figura 4: Individuazione del sottobacino idrografico di Valloscura (viola) 33
Figura 5: Localizzazione dei manufatti scolmatori lungo la rete fognaria 34
Figura 6: Planimetria generale dell'impianto di depurazione di Lido di Fermo..... 36
Figura 7: Schema a blocchi dell'impianto di depurazione di Lido di Fermo 38
Figura 8: Schema di flusso dell'impianto di depurazione di Lido di Fermo..... 39
Figura 9: Pozzetto ospitante le condotte di entrata, uscita e scolmo..... 40
Figura 10: Condotta di evacuazione delle portate scolmate..... 40
Figura 11: Campioni per prove di laboratorio **Errore. Il segnalibro non è definito.**
Figura 12: Schematizzazione del sistema per le prove con PAA e PFA..... 45
Figura 13: Supporti e miscelatori per le prove con PAA e PFA..... 45
Figura 14: Recipienti ospitanti i volumi di prova 46
Figura 15: Schematizzazione del sistema per prove con ozono 47
Figura 16: Apparato per la produzione di ozono e recipiente ospitante il volume di prova 47
Figura 17: Sistema di diffusione dell'ozono tramite pietra porosa..... 48
Figura 18: Bottiglia sterile in vetro per prelievi e bottiglia sterile in PEAD per conservazione campione..... 54
Figura 19: Modalità di interazione dell'ozono con i microrganismi 60
Figura 20: Schematizzazione del processo di produzione dell'ozono 61
Figura 21: Ozonatore impiegato per le prove di laboratorio..... 61
Figura 22: Schematizzazione del sistema pilota per le prove in sito..... 67
Figura 23: Filtro a sabbia..... 68
Figura 24: Sabbia quarzifera monogranulare da 1 mm..... 69
Figura 25: Filtro a tela 70
Figura 26: Tela in nylon con mesh da 250 µm 70
Figura 27: Schematizzazione del funzionamento di un reattore di tipo plug flow .. 71
Figura 28: Sistema a raggi ultravioletti..... 72
Figura 29: Lampada ai vapori di mercurio contenuta nel sistema a UV 72
Figura 30: Serbatoio di stoccaggio 74
Figura 31: Impianto pilota suddiviso nelle diverse unità operative 76
Figura 32: Schematizzazione dello spettro elettromagnetico 77
Figura 33: Suddivisione dei solidi per dimensione..... 78
Figura 34: Drone per l'analisi delle acque superficiali 85

Figura 35: Localizzazione e suddivisione dell'area del sopralluogo 86
Figura 36: Zona 1 87
Figura 37: Zona 3 87
Figura 38: Zona 4 88
Figura 39: Zona 5 89
Figura 40: Serbatoio in lamiera ondulata 90
Figura 41: Prospetti frontali e laterali con particolari del serbatoio 91
Figura 42: Schema di processo dell'impianto allo stato di fatto 99
Figura 43: Schema di processo dell'impianto con eliminazione dell'unità di predenitrificazione 99
Figura 44: Partizione dei TSS dal punto di vista chimico 128

Indice delle tabelle

Tabella 1: Carichi di BOD5, azoto e fosforo sversati nella Regione Emilia-Romagna nel 2008 e nel 2016 18
Tabella 2: Concentrazioni di Escherichia Coli ed Enterococchi intestinali corrispondenti ad un determinato livello di qualità delle acque costiere e di transizione 20
Tabella 3: Concentrazioni di Escherichia Coli ed Enterococchi intestinali corrispondenti a diverse tipologie di acque 21
Tabella 4: Concentrazioni di Escherichia Coli ed Enterococchi intestinali corrispondenti a diverse classi di qualità delle acque 24
Tabella 5: Sintesi dei valori limite di concentrazione di Escherichia Coli ed Enterococchi intestinali corrispondenti a diverse classi di qualità delle acque costiere e di transizione 24
Tabella 6: Dati sulla qualità delle acque di balneazione afferenti alla fascia costiera in corrispondenza della foce del fosso Rio Valloscura 29
Tabella 7: Cause relative a divieti di balneazione lungo la fascia costiera in corrispondenza della foce del fosso Rio Valloscura 30
Tabella 8: Dati sulla qualità delle acque del fosso Rio Valloscura 31
Tabella 9: Dati sulla qualità delle acque alla foce del fosso Rio Valloscura 32
Tabella 10: Capacità ossidativa di alcuni reagenti chimici 43
Tabella 11: Dati di letteratura utilizzati per stimare il valore dei parametri di prova con PAA 51
Tabella 12: Determinazione del dosaggio di acido per prove con concentrazione di PAA di 2 mg/l 53
Tabella 13: Determinazione del dosaggio di acido per prove con concentrazione di PAA di 4 mg/l 53
Tabella 14: Determinazione del dosaggio di acido per prove con concentrazione di PAA di 6 mg/l 53
Tabella 15: Confronto tra valori di concentrazione di E. Coli ed Enterococchi di campioni conservati in bottiglie con e senza tiosolfato 55
Tabella 16: Dati di letteratura utilizzati per stimare i valori dei parametri di prova con PFA 57
Tabella 17: Determinazione del dosaggio di acido per prove con concentrazione di PFA di 2 mg/l 58
Tabella 18: Determinazione del dosaggio di acido per prove con concentrazione di PFA di 4 mg/l 58
Tabella 19: Dati di letteratura utilizzati per stimare i valori dei parametri di prova con ozono 64

Tabella 20: Valori di impostazione dell'ozonatore per prove con dosaggio di 10 mg/l 65
Tabella 21: Valori di impostazione dell'ozonatore per prove con dosaggio di 15 mg/l 65
Tabella 22: Valori dei parametri tecnici operativi del sistema a raggi UV 73
Tabella 23: Caratteristiche e valori di impostazione delle singole unità dell'impianto pilota 75
Tabella 24: Dati di letteratura utilizzati per stimare i valori dei parametri di prova con il sistema UV 82
Tabella 25: Caratteristiche dimensionali delle unità operative dell'impianto di depurazione 92
Tabella 26: Dati tecnici nominali e di progetto dell'ozonatore dell'impianto di depurazione 94
Tabella 27: Andamento N-NH4, N-NO2 e N-NO3 nel tempo durante la prova dell'AUR .....**Errore. Il segnalibro non è definito.**
Tabella 28: Valore della costante di nitrificazione da prova dell'AUR 96
Tabella 29: Valore della costante di denitrificazione da letteratura 96
Tabella 30: Caratterizzazione dell'influente, effluente e valori di concentrazione del mixed liquor da elaborazione della tabella di marcia 2018 e 2019 dell'impianto di depurazione e da analisi di laboratorio 96
Tabella 31: Dati di input (diretti ed indiretti) riferiti ai vari scenari di processo implementati 98
Tabella 32: Sintesi dei dati tecnici operativi dell'ozonatore dell'impianto di depurazione 107
Tabella 33: Dosaggi di ozono utilizzati nelle prove di laboratorio e nella precedente attività di ozonolisi 108
Tabella 34: Portata di CSO trattabile dall'ozonatore dell'impianto.....108
Tabella 35: Risultati delle prove con concentrazione di acido performico di 2 mg/l (prima tabella) e 4 mg/l (seconda tabella) 112
Tabella 36: Media e proporzionamento dei dati di letteratura sulla base delle concentrazioni utilizzate 113
Tabella 37: Risultati delle prove con concentrazione di acido peracetico di 2 mg/l (prima tabella), 4 mg/l (seconda tabella) e 6 mg/l (terza tabella).....118
Tabella 38: Proporzionamento dei dati di letteratura sulla base delle concentrazioni utilizzate 120
Tabella 39: Risultati delle prove con concentrazione di ozono di 10 mg/l (prima tabella) e 15 mg/l (terza tabella) e dati di letteratura da prove analoghe (seconda e quarta tabella) 124

Tabella 40: Parametri operativi dell'impianto pilota nelle prove in sito (prima tabella) e del sistema usato nelle prove di letteratura analoghe (seconda tabella) 129
Tabella 41: Risultati delle prove con filtro a sabbia e sistema UV a diversi dosaggi (prima tabella) e dati di letteratura da prove analoghe (seconda tabella) 132
Tabella 42: Risultati delle prove con filtro a tela e sistema UV a diversi dosaggi ..133
Tabella 43: Media e proporzionamento dei dati di letteratura sulla base delle dosi applicate 137
Tabella 44: Dati identificativi dei campioni e dati di caratterizzazione dell'influente di prova (prima tabella) e dati di letteratura da prove analoghe (seconda tabella) ..140
Tabella 45: Dati di output del filtro a sabbia (prima tabella) e dati di letteratura da prove analoghe (seconda tabella) 142
Tabella 46: Dati di output del filtro a tela e del sistema UV 144
Tabella 47: Dati di caratterizzazione del processo e dell'effluente per i vari scenari di simulazione effettuate tramite software.....146
Tabella 48: Confronto tra i valori dei parametri caratteristici dell'effluente medio da tabella di marcia 2018 e quelli desunti dallo scenario 1 e 3 147
Tabella 49: Scenario di simulazione del processo 1 148
Tabella 50: Scenario di simulazione del processo 2a 150
Tabella 51: Scenario di simulazione del processo 2b 152
Tabella 52: Scenario di simulazione del processo 3 154
Tabella 53: Scenario di simulazione del processo 4a 156
Tabella 54: Scenario di simulazione del processo 4b 158
Tabella 55: Scenario di simulazione del processo 4c 160
Tabella 56: Dosaggi forniti dall'ozonatore di laboratorio e dall'ozonatore in impianto 162
Tabella 57: Portate effettivamente trattabili dall'ozonatore in impianto a diverse temperature esterne 163
Tabella 58: Tempi necessari per effettuare il trattamento dell'intero volume scolmato riferito a diverse tipologie di evento 163
Tabella 59: Risultati delle prove di laboratorio con concentrazione di ozono di 10 mg/l 165
Tabella 60: Tempi massimi per conservazione campione per analisi microbiologiche 186

Indice dei grafici

Grafico 1: Concentrazione di E. Coli nel tempo durante le prove con concentrazione di PFA di 2 e 4 mg/l 114
Grafico 2: Concentrazione di Enterococchi intestinali nel tempo durante le prove con concentrazione di PFA di 2 e 4 mg/l 114
Grafico 3: Riduzione logaritmica della concentrazione di E. Coli nel tempo durante le prove con concentrazione di PFA di 2 e 4 mg/l 115
Grafico 4: Riduzione logaritmica della concentrazione di Enterococchi intestinali nel tempo durante le prove con concentrazione di PFA di 2 e 4 mg/l 115
Grafico 5: Concentrazione di Enterococchi intestinali nel tempo durante le prove con concentrazione di PAA di 2, 4 e 6 mg/l 121
Grafico 6: Concentrazione di E. Coli nel tempo durante le prove con concentrazione di PAA di 2, 4 e 6 mg/l 121
Grafico 7: Riduzione logaritmica delle concentrazioni di E. Coli nel tempo durante le prove con concentrazione di PAA di 2, 4 e 6 mg/l 122
Grafico 8: Riduzione logaritmica delle concentrazioni di Enterococchi intestinali nel tempo durante le prove con concentrazione di PAA di 2, 4 e 6 mg/l 122
Grafico 9: Concentrazione di E. Coli nel tempo durante le prove con concentrazione di ozono di 10 e 15 mg/l.....126
Grafico 10: Concentrazione di Enterococchi intestinali nel tempo durante le prove con concentrazione di ozono di 10 e 15 mg/l 126
Grafico 11: Riduzione logaritmica della concentrazione di Enterococchi intestinali nel tempo durante le prove con concentrazione di ozono di 10 e 15 mg/l.....127
Grafico 12: Riduzione logaritmica della concentrazione di E. Coli nel tempo durante le prove con concentrazione di ozono di 10 e 15 mg/l 127
Grafico 13: Riduzione percentuale della concentrazione di Escherichia Coli dopo il trattamento a raggi UV a diversi dosaggi e pretrattamento con filtro a sabbia 134
Grafico 14: Riduzione percentuale della concentrazione di Enterococchi dopo il trattamento a raggi UV a diversi dosaggi e pretrattamento con filtro a sabbia 134
Grafico 15: Riduzione percentuale della concentrazione di Escherichia Coli dopo il trattamento a raggi UV a diversi dosaggi e pretrattamento con filtro a tela 135
Grafico 16: Riduzione percentuale della concentrazione di Enterococchi dopo il trattamento a raggi UV a diversi dosaggi e pretrattamento con filtro a tela 135
Grafico 17: Riduzione logaritmica della concentrazione di Escherichia Coli con filtrazione su sabbia e con filtrazione su tela.....136
Grafico 18: Riduzione logaritmica della concentrazione di Enterococchi intestinali con filtrazione su sabbia e con filtrazione su tela 136